

# REVISTA AIDIS



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

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

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1>

Vol. 14, No. 1  
6 de abril de 2021

ISSN 0718-378X

Editado por:



Autor: Robson Tadeu Bolson

Foto: Postos de combustíveis, projeto de intervenção, adequações ambientais implantadas, município de Ijuí, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil



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. Germán Buitrón Méndez  
Investigador 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. DF.

## 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. DF.

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. Germán Buitrón Méndez  
Editor en jefe

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.

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.

Prof. Léo Heller  
Fundação Oswaldo Cruz, Brasil.

Dr. Manuel Salvador Rodríguez Susa Facultad  
de Ingeniería, 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.

Prof. Marcos von Sperling  
Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

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

Prof. Rafael Bastos  
Universidade Federal de Visosa, Brasil.

Dr. Rolando Chamy Maggi  
Universidad Católica de Valparaíso, Chile.



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Portal de revistas  
*científicas y arbitradas*  
de la UNAM

## Tabla de Contenido

Vol. 14, No. 1

- IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIAS NAS SÉRIES TEMPORAIS DE PRECIPITAÇÃO NA MICRORREGIÃO DO ALTO SERTÃO PARAIBANO.**  
*IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIAS NAS SÉRIES TEMPORAIS DE PRECIPITAÇÃO NA MICRORREGIÃO DO ALTO SERTÃO PARAIBANO.*  
Paulo Ricardo Cavalcante de Lima, Amanda Ribeiro de Andrade, João Victor Pequeno de Oliveira, Daisy Beserra Lucena 1-18
- AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DO PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO DO TIPO FOTO-FENTON COM LÂMPADA GERMICIDA COMO FONTE UV.**  
*EVALUATION OF THE OPERATION OF THE ADVANCED OXIDATIVE PROCESS OF THE PHOTO-FENTON TYPE WITH GERMICID LAMP AS A UV SOURCE.*  
Paulo Henrique Saling, Kely Viviane de Souza 19-31
- INVESTIGAÇÃO DA CONDIÇÃO TRÓFICA DO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA BOLONHA.**  
*INVESTIGATION OF THE TROPICAL CONDITION OF THE BOLONHA WATER SUPPLY RESERVOIR.*  
Izabelle Ferreira de Oliveira, Luiza Carla Girard Mendes Teixeira, Neyson Martins Mendonça 32-45
- A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E SUAS INFLUÊNCIAS HIDROCLIMÁTICAS NO MUNICÍPIO DE PARAGOMINAS-PA.**  
*THE DYNAMICS OF VEGETATION AND THEIR HYDROCLIMACTIC INFLUENCES IN COUNTY OF PARAGOMINAS-PA.*  
David Figueiredo Ferreira Filho, Paulo Eduardo Silva Bezerra, Francisco Carlos Lira Pessoa 46-69
- ANÁLISE DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM HOTEL NO BRASIL: QUANTIFICAÇÃO, COMPOSIÇÃO E ESTRATÉGIAS PARA MINIMIZAÇÃO DO FLUXO A SER DISPOSTO EM ATERRO SANITÁRIO.**  
*ANALYSIS OF SOLID WASTE GENERATION IN A HOSPITALITY IN BRAZIL: QUANTIFICATION, COMPOSITION AND MINIMIZATION STRATEGIES FOR THE AMOUNT TO BE DISPOSED OF IN LANDFILL.*  
Igor do Nascimento Quaresma, Gilson Barbosa Athayde Junior, João Evangelista do Nascimento Filho 70-89
- DESTINAÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTO: PROPOSIÇÃO PARA AUXÍLIO EM TOMADAS DE DECISÃO A PARTIR DE UMA REVISÃO DE LITERATURA.**  
*FINAL DESTINATION OF BIOSOLIDS: PROPOSITION FOR SUPPORT IN DECISION MAKES FROM A LITERATURE REVIEW.*  
Dayane Batista Gonçalves, Marcos Paulo Gomes Mol 90-106

**MODELAGEM DE RECALQUES DE LONGO PRAZO DE UM ATERRO SANITÁRIO  
EXPERIMENTAL – ANÁLISE CRÍTICA DE TRÊS MODELOS EMPÍRICOS.**

MODELING OF LONG-TERM SETTLEMENTS OF AN EXPERIMENTAL SANITARY  
LANDFILL – CRITICAL ANALYSIS OF THREE EMPIRICAL MODELS.

[Michelle Granha Giorgini](#), [Cícero Antônio Antunes Catapreta](#), [Gustavo Ferreira Simões](#)

107-121

**DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMA DE REÚSO DE ÁGUA CINZA EM RESIDÊNCIA DE  
INTERESSE SOCIAL.**

ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF GRAY WATER REUSE SYSTEM IN SOCIAL INTEREST  
RESIDENCE.

[Renato Madeiros Campos](#), [Eduardo Borges Cohim](#)

122-134

**ANÁLISE DA VIABILIDADE AMBIENTAL E ECONÔMICA DA SUBSTITUIÇÃO DE LÂMPADAS  
CONVENCIONAIS POR LÂMPADAS LED NO TERMINAL PETROQUÍMICO DE MIRAMAR DA  
COMPANHIA DOCAS DO PARÁ– CDP.**

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL AND ECONOMIC VIABILITY OF THE REPLACEMENT OF  
CONVENTIONAL BULBS BY LEDS AT THE PETROCHEMICAL TERMINAL OF MIRAMAR OF THE  
COMPANHIA DOCAS DO PARÁ – CDP.

[Andrelle Soares Dantas Faria](#), [Luiza Carla Girard Mendes Teixeira](#), [Maria de Valdivia Costa Norat](#), [Cristiane da Costa Gonçalves de Andrade](#)

135-152

**DESENVOLVIMENTO DE LODO GRANULAR AERÓBIO E AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE  
REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS) A PARTIR DE DOIS INÓCULOS DISTINTOS.**

DEVELOPMENT OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE AND EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF  
SEQUENCING BATCH REACTOR (SBR) USING TWO DIFFERENT TYPES OF INOCULA.

[Ana Clara Rezende Gomes](#), [Edgard Henrique Oliveira Dias](#), [Renata de Oliveira Pereira](#)

153-175

**FEASIBILITY STUDY OF CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF DAIRY  
EFFLUENTS.**

[Fernanda Deister Moreira](#), [Claudety Barbosa Saraiva](#), [Sue Ellen Costa Bottrel](#), [Edgard Henrique Oliveira Dias](#)

176-193

**MODIFICACIÓN DE UNA MEZCLA ASFÁLTICA TIPO III ADICIONANDO POLVO DE CAUCHO DE  
NEUMÁTICOS USADOS, MEDIANTE UN PROCESO HÚMEDO.**

MODIFICATION OF A TYPE III ASPHALTIC MIXTURE BY ADDING RUBBER POWDER OF USED TIRES  
THROUGH A HUMID PROCESS.

[Carlos Ortiz](#)

194-204

**COST ASSESSMENT OF THE BRAZILIAN CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE RECYCLING PLANT: A CASE STUDY OF PORTO ALEGRE.**

Regis Pereira Waskow, Viviane Lopes Gschwenter dos Santos, Rodrigo Kanno, Rejane Maria C. Tubino **205-223**

**OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES INORGÂNICAS EM ÁGUAS DO BRASIL.**

*OCCURRENCE OF INORGANIC CHEMICALS IN WATER BODIES OF BRAZIL*

Fernanda Bento Rosa Gomes, Renata de Oliveira Pereira, Samuel Rodrigues Castro, Emanuel Manfred Freire Brandt **224-245**

**CO<sub>2</sub> EMISSION ASSESSMENT FOR RICE HUSK ASH IN CONCRETE ON ENVIRONMENTAL APPROACH.**

Magali Rejane Rigon, Regina Célia Espinosa Modolo, Rafael Batista Zortea, Mauricio Mancio, Carlos Alberto Mendes Moraes **246-265**

**EVALUATION OF COMBINED TREATMENT OF LEACHATE FROM SANITARY LANDFILL AND SANITARY SEWAGE USING OZONE ON UP FLOW OXIDATION REACTOR.**

Luis Alcides Schiavo Miranda, Alisson Schons, Luciana Paulo Gomes, Marcelo Oliveira Caetano, Atilio Grondona **266-278**

**USO DE MATRIZ PEDIGREE MODIFICADA NA ESCOLHA DE DADOS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.**

*APPLICATION OF A MODIFIED PEDIGREE MATRIX FOR CHOOSING ELEMENTARY COMPOSITION DATA OF MUNICIPAL SOLID WASTE.*

Gabriele Lohmann, Gino Roberto Gehling, Luiz Fernando de Abreu Cybis **279-294**

**QUALIDADE DA ÁGUA COMO RETRATO DA VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL: O CASO DO RIO COCÓ - FORTALEZA/CE.**

*WATER QUALITY AS A PORTRAIT OF SOCIO-ENVIRONMENTAL VULNERABILITY: THE CASE OF COCÓ RIVER - FORTALEZA / CE.*

Camila Santiago Martins Bernardini, Fernando José Araújo da Silva, Carlos de Araújo Farrapeira Neto, Gabriella de Lima Souza Albuquerque, Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar, Raquel Jucá de Moraes Sales, Luciana de Souza Tonioli **295-311**

**PRODUÇÃO DE HIDROGÊNIO A PARTIR DE CASCAS DE BANANA EM REATOR ANAERÓBIO EM BATELADA.**

*HYDROGEN PRODUCTION FROM BANANA PEEL IN ANAEROBIC BATCH REACTOR.*

José Diego Magalhães Soares, Mariany Fernandes Barros, Fernanda Santana Peiter, Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim **312-323**

**SELECTIVE COLLECTION IN PALMAS/TO: ANALYSIS OF THE FIRST MUNICIPAL RECYCLING PROGRAM.**

Tiago Araújo Sodrê, Roseanne Veloso de Camargo, Antonio Adeluzio Gomes Azevedo, Joel Carlos Zukowski Junior, Aurélio Pessôa Picanço, Marcelo Mendes Pedroza **324-335**

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE LODO CONTAMINADO POR HIDROCARBONETOS  
POLICÍCLICOS AROMÁTICOS POR PROCESSOS DE BIORREMEDIAÇÃO E REAÇÃO FENTON.**

EVALUATION OF TREATMENT OF SLUDGE CONTAMINATED BY POLYCYCLIC AROMATIC  
HYDROCARBONS BY BIOREMEDIATION AND REACTION FENTON PROCESSES.

[Ariel Ullmann Geanezini, Maria Cristina de Almeida Silva](#)

336-353

**UTILIZAÇÃO DO CACTO MANDACARU (*Cereus jamacaru* DC) COMBINADO À RADIAÇÃO  
SOLAR COMO ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA.**

APPLICATION OF *Cereus jamacaru* DC CACTUS COMBINED TO SOLAR RADIATION AS AN  
ALTERNATIVE FOR WATER TREATMENT.

[Arthur Marinho Cahino, Sara de Almeida Figueiredo, Elaine Costa Almeida, Riuzuaní M. B. P. Lopes, Raphael Abrahão](#)

354-364

**UTILIZAÇÃO DA CASCA DE CASTANHA DE CAJU POR PROCESSO DE PIRÓLISE COMO  
ALTERNATIVA SUSTENTÁVEL PARA GERAÇÃO DE NOVOS PRODUTOS.**

THE USE OF CASHEW NUT PEEL BY PYROLYSIS PROCESS AS A SUSTAINABLE ALTERNATIVE FOR  
THE GENERATION OF NEW PRODUCTS.

[Danielma Silva Maia, Joel Carlos Zukowski Junior, Marcelo Mendes Pedroza, Daniel Ramos de Souza](#)

365-376

**CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS  
PEDRAS NO MUNICÍPIO DE PALMAS – TO.**

MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION OF THE RIBEIRÃO DAS PEDRAS WATERSHED IN  
PALMAS – TO.

[Denise Domingos dos Santos Martins, Roseanne Veloso de Camargo, Girlene Figueiredo Maciel, Juan Carlos Valdés Serra, Joel Carlos Zukowski Junior](#)

377-391

**AVALIAÇÃO DO ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES VEGETAIS LEGUMINOSAS EM  
SUBSTRATO DEGRADADO DE UM ATERRO SANITÁRIO.**

ASSESSMENT OF LEGUMINOUS PLANT SPECIES ESTABLISHMENT IN DEGRADED  
SUBSTRATE OF A LANDFILL.

[Allan de Freitas Magalhães, Sofia Regina Lopes, João Carlos Costa Guimarães, Gustavo Ferreira Simões](#)

392-401

**VIABILIDADE EM PROJETOS DE MELHORIAS AMBIENTAIS EM UMA REDE DE POSTOS DE  
COMBUSTÍVEIS.**

FEASIBILITY ANALYSIS OF PROPOSALS FOR ENVIRONMENTAL IMPROVEMENTS IN A NETWORK  
OF GAS STATIONS.

[Robson Tadeu Bolson, Juliano Rodrigues Gimenez](#)

402-424

**MÉTODOS MULTICRITÉRIOS PARA SELEÇÃO DE ÁREAS DESTINADAS A ATERROS  
SANITÁRIOS.**

*MULTICRITERIA METHODS FOR SELECTION OF AREAS INTENDED FOR LANDFILLS.*

Andreia Azevedo Abrantes de Oliveira, Sabrina da Silva Corrêa, Maria Odete Holanda  
Mariano, Saulo de Tarso Marques Bezerra, Isabela Carolina Lopes Coelho

425-440

**BACTERIAL ESTABLISHMENT DURING THE FIRST YEAR OF OPERATION OF AN UNSATURATED  
AND A PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS.**

Catiane Pelissari, Cristina Ávila Martin, Alcione A. Alves, Pablo H. Sezerino

441-461

**MÉTODO DE DECISÃO MULTICRITÉRIO APLICADO À SELEÇÃO DE MATERIAIS ESTRUTURAIS  
CONSIDERANDO O IMPACTO AMBIENTAL.**

*MULTICRITERIA DECISION METHOD APPLIED TO THE SELECTION OF STRUCTURAL MATERIALS  
CONSIDERING THE ENVIRONMENTAL IMPACT.*

Leonardo Variani, Moacir Kripka

462-476

**APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA IQAC EM BACIAS HIDROGRÁFICAS  
PARANAENSES.**

*APPLICATION OF THE WATER QUALITY INDEX IQAC IN PARANA STATE WATERSHEDS.*

Alana Deduck Cicilinski, Jorim Sousa das Virgens Filho, Rodrigo Yoiti Tsukahara

477-492

**UTILIZAÇÃO DE *Trametes versicolor* NO PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE CORANTE  
ÍNDIGO CARMIM.**

*USE OF *Trametes versicolor* IN THE PROCESS OF DEGRADATION OF INDIGO CARMINE DYE.*

Alyne Vasconcelos Cavalcante, Gustavo Evangelista dos Santos, Kelly de Araújo Rodrigues  
Pessoa, Glória Maria Marinho Silva

493-506





# REVISTA AIDIS

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

## IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIAS NAS SÉRIES TEMPORAIS DE PRECIPITAÇÃO NA MICRORREGIÃO DO ALTO SERTÃO PARAIBANO

\*Paulo Ricardo Cavalcante de Lima<sup>1</sup>  
Amanda Ribeiro de Andrade<sup>1</sup>  
João Vítor Pequeno de Oliveira<sup>1</sup>  
Daisy Beserra Lucena<sup>2</sup>

### IDENTIFICAÇÃO DE TENDÊNCIAS NAS SÉRIES TEMPORAIS DE PRECIPITAÇÃO NA MICRORREGIÃO DO ALTO SERTÃO PARAIBANO

Recibido el 27 de febrero de 2018; Aceptado el 11 de enero de 2019

#### Abstract

*The development of the semi-arid region of Northeast Brazil (NEB) is strongly dependent on rainfall, and its variations cause economic and social losses to the population, such as the difficulty of maintaining subsistence agricultural activities or even meeting the demand for human supply. This research aims to investigate the circumstantial changes in the distribution of precipitation in the Alto Sertão Paraibano, from the exploration of the characteristics of the pluviometric time series. For the identification of trends in precipitation time series, daily data from 20 years (1996 to 2015) of 15 pluviometric stations of the Executive Water Management Agency of the State of Paraíba were used, applying the non-parametric methods of Mann-Kendall and Pettitt and the parametric method of Linear Regression. It was possible to notice that the rainy season of the microregion corresponds to the months of February to May, being responsible for more than 70% of the total annual precipitation, having an oscillation consistent with the average distribution of annual precipitation. The trend identification methods proved to be efficient and comprehensively applied to analyzes of rainfall time series. The analysis of annual precipitation and the rainy season, although with signs of trends, did not become significant. In turn, the dry season shows a negative trend in the first decade, but with no evidence of a recent trend.*

**Keywords:** trend, Least Squares, Mann-Kendall, Pettitt, daily rain.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

\*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, s/n, Castelo Branco III, João Pessoa/PB, CEP: 58051-085, Brasil. Email: [paulo.ricardo.c.lima@gmail.com](mailto:paulo.ricardo.c.lima@gmail.com)

## Resumo

O desenvolvimento da região semiárida do Nordeste do Brasil (NEB) é fortemente dependente da precipitação pluviométrica, e as suas variações provocam prejuízos econômicos e sociais à população, como a dificuldade de manter atividades agrícolas de subsistência, ou mesmo, atender a demanda de abastecimento humano. O trabalho tem como objetivo investigar as mudanças circunstanciais na distribuição da precipitação no Alto Sertão Paraibano, a partir da exploração das características da série temporal pluviométrica. Para a identificação de tendências em séries temporais de precipitação, utilizaram-se dados diários de 20 anos (1996 a 2015) de 15 estações pluviométricas da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba, aplicando os métodos não-paramétricos de Mann-Kendall e de Pettitt e o método paramétrico da Regressão Linear. Pôde-se perceber que a quadra chuvosa da microrregião corresponde aos meses de fevereiro a maio, sendo responsável por mais de 70% do total da precipitação anual, possuindo uma oscilação condizente com a distribuição média da precipitação anual. Os métodos de identificação de tendências apresentaram-se eficientes e de compreensível aplicação a análises de séries temporais de pluviosidade. A análise de precipitação anual e da quadra chuvosa, ainda que com indícios de tendências, não se tornaram significantes. Por sua vez, a quadra seca mostra uma tendência negativa na primeira década, porém sem indícios de tendência recente.

**Palavras chave:** tendência, Mínimos Quadrados, Mann-Kendall, Pettitt, Chuva diária.

## Introdução

A região Nordeste do Brasil é periodicamente afetada pela ocorrência de secas com perdas parciais ou totais na agropecuária, além de comprometer o abastecimento de água devido, principalmente, à irregularidade da estação chuvosa na região, com predominância de chuvas intensas e de curta duração (Silva *et al.*, 1998). Isso se agrava na região semiárida do Nordeste do Brasil (NEB) tornando-a fortemente dependente da precipitação pluviométrica para o seu desenvolvimento, e, conseqüentemente, as suas variações provocam prejuízos econômicos e sociais à toda população.

A intermitência pluviométrica afeta fortemente a produtividade agrícola e criação de animais, ambas praticadas com características de subsistência na microrregião do Alto Sertão Paraibano, foco deste estudo. A subsistência é facilmente associada a uma população mais vulnerável diante de perda de produção, justificando ainda mais o interesse para essa questão nessa região, que ainda, segundo Araújo *et al.*, (2003), está no estado do Nordeste com uma das maiores variabilidades espaciais das chuvas. Dito isso, o conhecimento da dinâmica da precipitação local, de sua variabilidade e os impactos nas diversas atividades, é de extrema importância.

Percebe-se assim que, o estudo das anomalias, variabilidades, mudanças de variáveis meteorológicas, principalmente precipitação e temperatura é de grande interesse por parte dos pesquisadores, tomadores de decisões e sociedade em geral para mitigar os efeitos que, por ventura, venham a se concretizar em relação a previsão para o semiárido nordestino de tornar-se região árida, afetando a agricultura de subsistência, disponibilidade de água e saúde da população (Marengo, 2008).

O tratamento estatístico de variáveis meteorológicas ao longo do tempo, como forma para estudar os fenômenos atmosféricos, determinando seus padrões, variabilidades, mudanças, dentre outros é um instrumento de grande interesse para o planejamento e gestão de diversas atividades agrícolas, agropecuárias, hídricas e humanas (Baptista da Silva *et al.*, 2005).

Principalmente na última década, em que uma das grandes preocupações da população em geral diz respeito às alterações climáticas, algumas perceptíveis, e suas consequências para a humanidade e principalmente no que se refere a um possível aumento ou redução de eventos de precipitação (Back, 2001). Os relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) mostram os possíveis efeitos do aquecimento global sobre as condições climáticas e suas consequências ambientais. Na região semiárida brasileira, estão previstos aumento da temperatura e alterações no regime de chuvas, com incidência de secas prolongadas e redução no volume de chuvas (Gitay *et al.*, 2002). Na região nordestina, o semiárido sofre bastante os efeitos, consequências, relacionados com a alta variabilidade da precipitação. Apesar, da região exibir um grande potencial à agricultura irrigada pois dispõe de muitos reservatórios de captação (Sousa, 2009).

Diante do exposto, a identificação de alterações em elementos climáticos é de grande importância para valia, e, em geral, a análise da tendência de séries históricas de precipitação é uma das maneiras de se determinar a ocorrência de mudança climática local, possibilitando a avaliação de suas consequências sobre as bacias hidrográficas, culturas, agropecuária e, conseqüentemente, sobre a sociedade.

Diferentes técnicas vêm sendo utilizadas para diagnosticar tendências e/ou variações em séries temporais de dados hidrometeorológicos, especialmente temperatura e precipitação, que são os principais parâmetros envolvidos nas variações climáticas, e o interesse por técnicas estatísticas tem aumentado consideravelmente. Entre inúmeras técnicas, pode-se mencionar o teste estatístico de Mann-Kendall (Haylock *et al.*, 2006), recomendado pela Organização Meteorológica Mundial (OMM), o teste de Pettitt, frequentemente realizado em combinação com Mann-Kendall (Penereiro e Orlando, 2013; Sansigolo e Nery, 2000) e o teste dos mínimos quadrados, que pode indicar alterações climáticas (Back e Vieira, 2009).

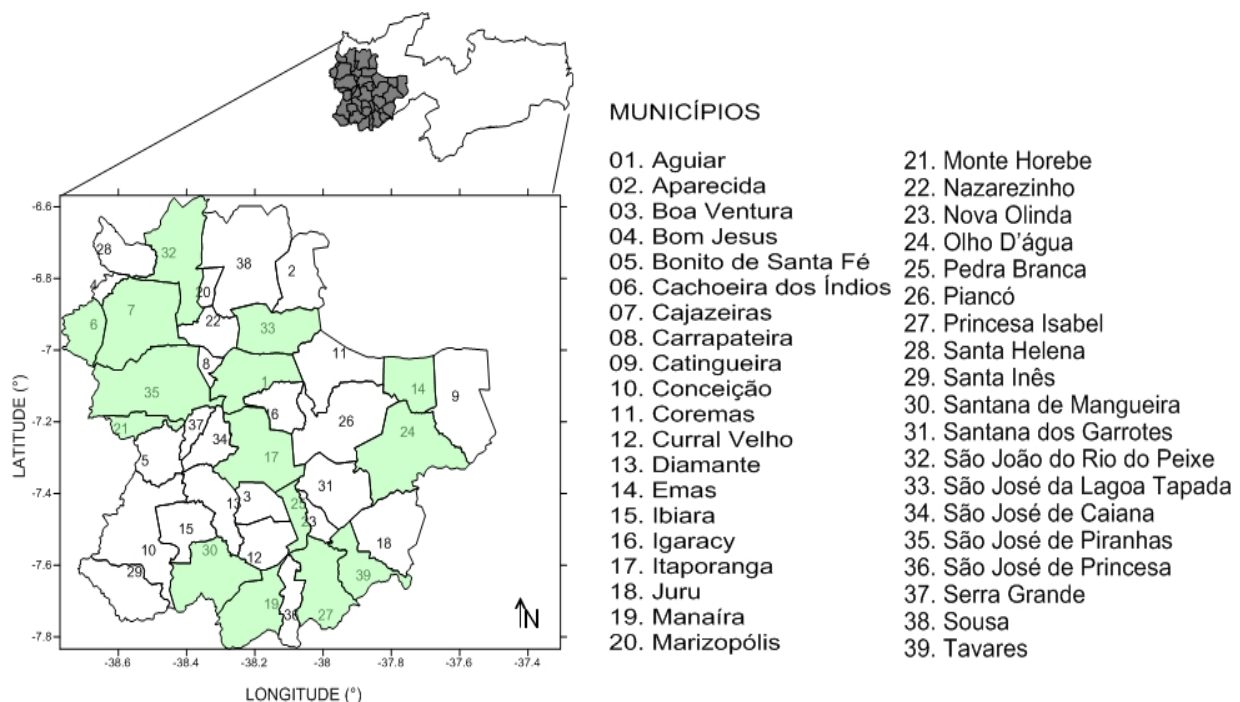
Trabalhos como os de Santos (2015), Tavares (2015), Lopes e Silva (2013), Sena e Lucena (2013), Penereiro *et al.*, (2012), Silva *et al.*, (2011), Santos (2008), Silva e Azevedo (2008) e Penereiro e Orlando (2000) analisaram as tendências de precipitação em diversos estados e municípios inseridos na região nordeste, utilizando diversos métodos, entre eles o de Mann-kendall, Pettitt e de regressão linear, e identificam diferentes dinâmicas no comportamento de chuvas, além de verificar a existência ou ausência de tendência e se a mesma apresenta-se significativa. Entretanto Back (2001) comenta que a dificuldade no estabelecimento de existência de tendência está na grande variabilidade natural dos dados meteorológicos.

Dessa forma, o trabalho tem como objetivo investigar as mudanças circunstanciais na distribuição da precipitação no Alto Sertão Paraibano, a partir da exploração das características da série temporal pluviométrica, identificando tendências desta série, visando enriquecer a fundamentação para a tomada de decisões por parte da gestão pública das cidades da região e favorecer o desenvolvimento socioeconômico da população da microrregião.

## Metodologia

### Caracterização da área de estudo

O Estado da Paraíba está situado no Nordeste Brasileiro, entre os paralelos de 6°02'12''S e 8°19'18''S, e meridianos de 34°45'54''W e 38°45'45''W, limitando-se ao norte pelo estado do Rio Grande do Norte, ao sul pelo estado de Pernambuco, a leste pelo Oceano Atlântico e a oeste pelo estado do Ceará. Possui um território de 56468.55 km<sup>2</sup>, dos quais 21.35%, ou seja, 12056.27 km<sup>2</sup>, pertence à microrregião do Alto Sertão Paraibano. Segundo Alves *et al.*, (2009), cerca de 97% do estado encontra-se na delimitação conhecida como Polígono das Secas, no qual localiza-se toda a área alvo deste estudo. A microrregião do Alto Sertão é formada por 39 municípios (Figura 1) e apresenta população de 440164 habitantes, com densidade demográfica de 1440.6 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).



**Figura 1.** Distribuição espacial dos municípios pertencentes à microrregião do Alto Sertão Paraibano. Os municípios destacados na cor verde clara são os selecionados para a análise. Fonte: Elaboração própria.

Francisco *et al.*, (2016) descreve as características do Alto Sertão da Paraíba: encontra-se inserido na região semiárida brasileira, com altitude entre 400 a 700 m, apresentando relevo variando de plano a ondulado e montanhoso, temperatura geralmente entre 21 e 32°C, precipitação em torno de 700 a 900 mm. O sistema de classificação climática de Koppen-Geiger (1981) descreve o clima como tropical quente e úmido, com precipitação anual superior à evaporação potencial e concentrada no verão e outono (Aw'), com solo formado praticamente de argila de atividade alta e a vegetação composta por caatinga hiper e hipoxerófila.

Silva e Lucena (2015) apontam que precipitação média anual para o Alto Sertão é de 857.06 mm com desvio de 295.42 mm. A microrregião apresenta claramente duas estações definidas, das quais a estação não-chuvosa compreende os meses de agosto a novembro e o período chuvoso concentra-se nos meses de janeiro a abril, apresentando precipitação que corresponde a 58.15% da precipitação anual. A distribuição espacial das chuvas para a microrregião varia de oeste a leste, com maior concentração na porção oeste no período de chuvas, e no período seco, se tornam melhores distribuídas com uma pequena concentração pluviométrica no centro da região.

#### Dados

Os dados utilizados neste trabalho foram valores de precipitação obtidos através da base de dados da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA), valores diários de chuva para o período de 1979 a 2016 para os 39 municípios. Contudo, grande parte dos postos pluviométricos apresentam falhas na série de dados, alguns com mais de um ano consecutivo, o que acarretaria no acúmulo de erros na análise da tendência, caso fosse realizado o preenchimento de dados por técnicas específicas. Portanto, depois de uma análise de consistência, selecionou-se o período de 1996 a 2015, contabilizando um total de vinte anos, devido a disponibilidade de dados contínuos para a região.

É necessário destacar que a Organização Meteorológica Mundial (OMS) recomenda que estudos de comparação e identificação de mudanças climáticas sejam realizados em séries de dados meteorológicos de, no mínimo, 30 anos. Contudo, há um recorrente problema no que se refere a obtenção de dados meteorológicos no Brasil, a ausência de dados confiáveis, ininterruptos, e de longo prazo. Entretanto, mediante a necessidade de estudos deste tipo, autores como Santos *et al.*, (2019), Penereiro e Orlando (2013), realizaram trabalhos para diversas áreas do país a fim de verificar indicativos de tendência climática nestas regiões, utilizando, para tanto, séries temporais menores que o recomendado. Acredita-se, portanto, que a análise realizada com pelo menos 20 anos permite indícios de possíveis alterações e análise da variabilidade climática.

Verifica-se na Figura 1, que a disposição dos postos pluviométricos escolhidos apresenta boa distribuição espacial na microrregião. A partir da série temporal diária da precipitação determinaram-se os totais mensais, os anuais, a média para o período, e foi aplicado técnicas de análise da tendência. Diante dos diversos métodos para identificação e análise de tendências em

dados de precipitação, foram escolhidos três testes: um paramétrico, a análise de regressão (método dos mínimos quadrados), cujo o entendimento de sua análise estatística é de fácil assimilação, e dois não-paramétricos, o teste de Mann-Kendall, proposto pela Organização Meteorológica Mundial para identificação da tendência em séries temporais, e o teste de Pettitt. Optou-se pela utilização de mais de uma técnica estatística para realizar uma comparação entre os resultados, o que os torna mais verídicos. Ambos os testes pressupõem a hipótese nula ( $H_0$ ): ausência de tendência, e a hipótese alternativa ( $H_1$ ): existe uma tendência.

### Durbin-Watson (DW)

O teste de Mann-Kendall necessita que as variáveis em análises não sejam autocorrelacionadas (Bayazit e Önöz, 2007), portanto optou-se por utilizar o procedimento estatístico de Durbin-Watson para a detecção da ausência de autocorrelação (dependência) nas variáveis. O procedimento estatístico de Durbin-Watson baseia-se na medição da correlação do resíduo analisado com o resíduo imediatamente anterior a ele na série temporal. Quando os resíduos são positivamente autocorrelacionados com seus antecessores, o valor da estatística D (Equação 1) se aproxima de zero (Levine *et al.*, 2000). Quanto menos correlacionados forem os resíduos, o valor de D tende a 2. Nos casos raros em que o valor de D ultrapassa 2, podendo chegar até 4, os dados apresentam autocorrelação negativa.

$$D = \frac{\sum_{i=2}^n (e_i - e_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n e_i^2}$$

Equação (1)

Ainda, segundo Bayazit e Önöz (2007), o obstáculo encontrado para a validação do modelo é a precisão do momento em que indica a existência da autocorrelação da série, pois a quantidade de variáveis independentes influenciará nos valores de D encontrados. Dessa forma, o teste de Durbin-Watson é acompanhado de uma tabela de valores de limites inferiores e superiores avaliados para o número de variáveis independentes, o número de observações e a significância estatística desejada. Os resultados do valor de D são analisados de acordo com a Figura 2.

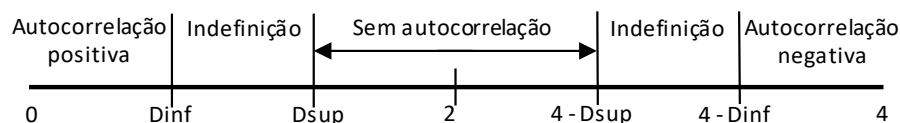


Figura 2. Gráfico de avaliação do teste de autocorrelação de variáveis de Durbin-Watson. Fonte: Elaboração própria.

### Método dos mínimos quadrados

O método da análise de regressão linear é método paramétrico, pois exige o ajuste de dados empíricos/observados à uma distribuição teórica conhecida. Essa técnica é baseada no método dos mínimos quadrados, que consiste no ajuste de uma reta a um conjunto de pontos. Para

caracterizar objetivamente essa tendência temporal será traçada uma reta de regressão linear. A regressão linear é um modelo adequado para representar o comportamento de uma variável dependente ( $y$ ), aqui a precipitação, em função de uma variável independente ( $x$ ), os anos, se a relação entre elas é aproximadamente linear (Triola, 2005). Como resultado da regressão linear tem-se dois parâmetros:  $\beta$  que é o coeficiente angular da reta e  $\alpha$  o coeficiente linear da reta. O coeficiente angular ( $\beta$ ) define o grau de inclinação da reta. Ou seja,  $\beta > 0$  significa que a reta tem uma inclinação positiva,  $y$  aumenta à medida que  $x$  aumenta. Quando  $\beta < 0$ , a inclinação da reta é negativa e  $y$  diminui à medida que  $x$  aumenta. Dessa forma, o coeficiente indicará se a tendência é crescente ou decrescente no decorrer do tempo.

Uma importante parte da verificação de adequação de um modelo de regressão linear é a aplicação de um teste estatístico que verifique a significância estatística da tendência, para isto utiliza-se a estatística  $t$  de Student. O teste de hipótese para a inclinação da reta, diz que se a hipótese nula ( $\beta = 0$ ) não é rejeitada, a conclusão é que não há relação linear significativa entre as variáveis (Walpole *et al.*, 2010).

#### Mann-Kendal(MK)

É um teste não paramétrico que tem sido amplamente aplicado à detecção de tendências monotônicas em séries (ou seja, o teste não detecta se ocorre uma “mudança de direção” na tendência), sem especificar se tais tendências são lineares ou não lineares. De acordo com Önöz e Bayazit (2003) os benefícios deste teste são a irrelevância dos dados não pertencerem a uma distribuição particular e o resultado dele são menos afetados por outliers, pois o cálculo baseia-se no sinal das diferenças e não diretamente nos valores da variável. O teste MK consiste em comparar cada valor da série temporal com os valores restantes, sempre em ordem sequencial; é contado o número de vezes em que os termos restantes são maiores que o valor analisado. As equações descritivas destes testes são baseadas em Santos (2016). A estatística  $S_{MK}$  é obtida a partir da Equação 2:

$$S_{MK} = \sum_{i=2}^n \sum_{j=1}^{i-1} \text{sinal}(x_i - x_j) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde o valor do termo  $\text{sinal}(x_i - x_j)$  deverá ser obtido da seguinte forma:

$$\text{sinal}(x_i - x_j) = \begin{cases} -1, & \text{para } (x_i - x_j) < 0 \\ 0, & \text{para } (x_i - x_j) = 0 \\ 1, & \text{para } (x_i - x_j) > 0 \end{cases} \quad \text{Equação (3)}$$

Para séries com um grande número de valores  $N$  (tamanho da série temporal), admitindo-se a hipótese nula ( $H_0$ ), a estatística  $S_{MK}$  tende à normalidade:

$$E(S) = 0 \quad \text{Equação (4)}$$

$$Var(S) = 1/18 [n(n-1)(2n+5)]$$

**Equação (5)**

Quando o valor de S é um grande número positivo ou negativo, os valores posteriormente mensurados tendem a ser maiores ou menores, indicando uma correlação dos dados, e se o valor for um número pequeno, nenhuma tendência é indicada, ocasionando também o erro. Segundo Meals *et al.*, (2011), o teste  $\tau$  de Mann-Kendall é análogo ao coeficiente de correlação das variáveis na regressão linear, e indica o quanto as variáveis são correlacionadas. A hipótese nula  $H_0$  é rejeitada quando S e  $\tau$  são significativamente diferentes de zero.

$$\tau = \frac{S}{n(n-1)/2}$$

**Equação (6)**

No caso de  $H_0$  rejeitada, o ângulo de mudança poderá ser calculado utilizando-se o método estimador da Curvatura de Sen: ( $\beta = \text{mediana}(y_j - y_i / x_j - x_i)$ ). Este teste possibilita identificar se houve ou não mudança de tendência na série.

E dessa forma, o teste de  $Z_{MK}$  é dado por:

$$Z_{MK} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}}, & \text{se } S > 0 \\ 0, & \text{se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}}, & \text{se } S < 0 \end{cases}$$

**Equação (7)**

O teste de Mann-Kendall também é um método apropriado para analisar mudanças climáticas em séries climatológicas e permite também a detecção aproximada do ponto inicial de determinada tendência (Back, 2001; Goossens e Berger, 1986) através das estatísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$ . O teste consiste em contar o número de vezes em que um dado em uma sequência é maior que os dados anteriores na mesma. Considerando uma série  $Y_i$  de N termos em que  $1 \leq i \leq N$ , o teste realiza a soma  $t_n$  da contagem  $m_i$  de quantos termos  $Y_{i-1}$  são menores que o termo  $Y_i$  em sequência:

$$t_n = \sum_{i=1}^N m_i$$

**Equação (8)**

Quando N é grande, sob a hipótese nula ( $H_0$ ) de ausência de tendência,  $t_n$  apresentará uma distribuição normal com média  $E(t_n) = [N.(N-1)]/4n$  e variância  $var(t_n) = [N.(N-1).(2N+5)]/72$  (Moraes *et al.*, 1995). Testando a significância estatística de  $t_n$  para a hipótese nula usando um teste bilateral, esta pode ser rejeitada para grandes valores da estatística  $u(t)$  dada por:

$$u(t) = \frac{(t_n - E(t_n))}{\sqrt{var(t_n)}}$$

**Equação (9)**



A estatística  $u'(t)$  pode ser obtida aplicando-se o mesmo princípio ao inverso da série temporal. Segundo Back (2001), a tendência de uma série de dados apresenta-se significativa para o teste de Mann-Kendall quando os valores absolutos de  $u(t)$  ultrapassam os limites de confiança (geralmente adotados a 5 e 10%), e seu início aproximado é determinado pela intersecção das curvas  $u(t)$  e  $u'(t)$ , se a intersecção ocorrer dentro dos valores do intervalo de confiança.

### Teste de Pettitt

Este teste localiza aproximadamente o ponto onde houve a mudança brusca na média da tendência temporal. O resultado do teste de Pettitt (Pettitt, 1979) mostra se duas amostras oriundas da mesma série temporal podem ser consideradas pertencentes a mesma população. Segundo Back (2001) esse método é uma versão do teste de homogeneidade de populações de Mann-Whitney (teste U). Trabalhos como os de Back (2001) e Mortatti *et al.* (2004) adotam o nível de significância de 5% para aplicação deste teste.

A estatística  $U_{t,T}$  verifica o número de vezes que um elemento da primeira amostra é maior que um elemento da segunda. A estatística  $U_{t,T}$  é estimada pela equação:

$$U_{t,T} = U_{t-1,T} + \sum_{j=1}^T \text{sgn}(x_t - x_j); \text{ para } t=2, \dots, T \text{ e } 1 \leq t \leq T \quad \text{Equação (10)}$$

Onde:

$\text{sgn}(x) = 1$  para  $x > 0$

$\text{sgn}(x) = 0$  para  $x = 0$

$\text{sgn}(x) = -1$  para  $x < 0$

A estatística  $U_{t,T}$  é então calculada para os valores de  $1 < t < T$ , e a estatística  $k(t)$  do teste de Pettitt se escreve:

$$k(t) = \max_{1 \leq t \leq T} |U_{t,T}| \quad \text{Equação (11)}$$

Esta estatística localiza o ponto  $p(t)$  onde houve uma mudança brusca na média de uma série temporal, e a sua significância pode ser calculada aproximadamente pela equação:

$$p(t) = 1 - \exp\left(-\frac{6k(t)^2}{T^3 + T^2}\right) \quad \text{Equação (12)}$$

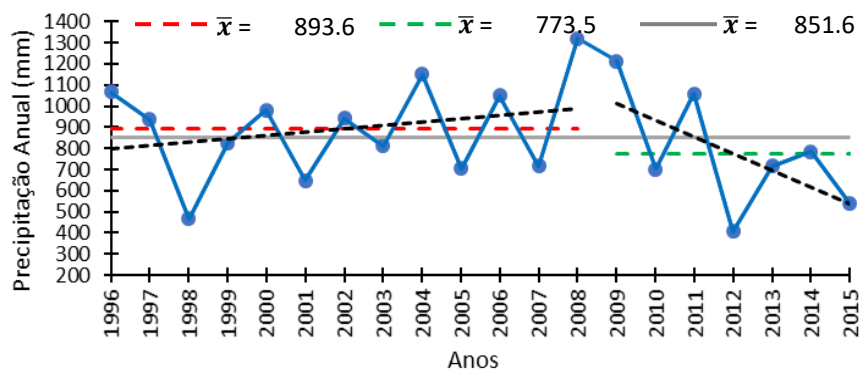
O ponto de mudança brusca é o  $t$  (ano da série) onde ocorre o máximo de  $k(t)$ . Os valores críticos  $k_{crit}$  de  $k(t)$  podem ser calculados pela equação:

$$k_{crit} = \pm \sqrt{\frac{-\ln\left(\frac{\alpha}{2}\right)(T^3 + T^2)}{6}} \quad \text{Equação (13)}$$

## Resultados e discussão

### Análise da tendência na precipitação interanual

A análise da distribuição da precipitação anual média para a região do Alto Sertão Paraibano (Figura 3) apresentou uma alta variabilidade, com os menores índices pluviométricos em 1998 e 2012. Alves (2016) observa que as reduções de precipitação no NEB estão fortemente atreladas ao fenômeno ENOS (El Niño Oscilação-Sul), sendo 1998 um dos anos onde o El Niño, aquecimento das águas do Pacífico, aconteceu com forte intensidade. De forma análoga, o evento La Niña, um resfriamento anormal das águas, é responsável pelo aumento das chuvas na região, como observado nos anos de 2008 e 2009. Marengo *et al.*, 2016 explica que a redução das chuvas em 2012 não foi resultado do ENOS, mas ocorreu devido a um papel ativo da Alta Pressão, mais próxima do continente nos anos de 2011 e 2012, o que afetou negativamente o regime de chuvas em 2012, perdurando até 2015. Estes anos registraram uma redução de aproximadamente 50% das chuvas do que a média anual calculada para região, que é de 851.6 mm nos 20 anos em estudo.



**Figura 3.** Precipitação anual média para a região do Alto Sertão Paraibano (1996-2015). Fonte: Elaboração própria.

Observando as precipitações anuais (Figura 3), pode ser observada uma disparidade maior no ano de 2008, uma descontinuidade. Assim, traçando-se uma reta linear simples, tem-se que, na situação dos anos anteriores a este, a média anual da precipitação era de 893.6 mm (em vermelho) e uma tendência linear positiva, e nos anos seguintes, uma diminuição para 773.5 mm (em verde), apresentando uma tendência linear negativa. Os valores encontrados para a média anual estão entre 700 e 900 mm, corroborando com Becker *et al.*, (2011) e Francisco *et al.*, (2015).

Para verificar se existe uma possível autocorrelação entre as variáveis precipitação e anos, foi realizado o teste de Durbin-Watson, o qual demonstrou que o valor da estatística  $D = 2.19$  está entre os valores do limite  $D_{sup} = 1.20$  e  $4 - D_{sup} = 2.59$ , para o intervalo de confiança de 95%, e

entre os limites  $D_{sup} = 1.15$  e  $4-D_{sup} = 2.85$ , para o intervalo de confiança de 99%, ou seja, o teste estabelece que não existe autocorrelação entre os resíduos dos dados. Esse resultado era esperado, uma vez que a quantidade de precipitação ao longo do tempo não depende de uma data específica. Ademais, como explicado, esse é um pressuposto para aplicação do teste de Mann-Kendall, as séries necessitam ser independentes.

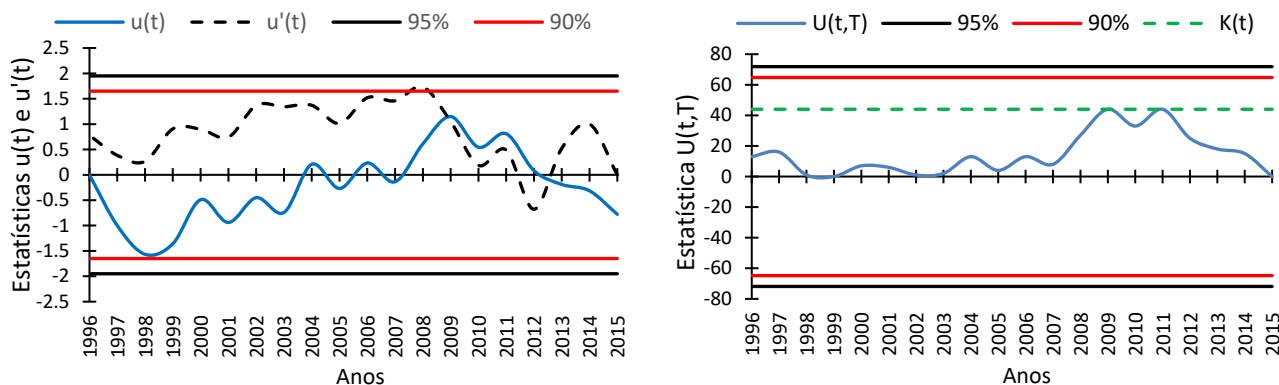
Os testes de Análise de Regressão Linear e de Mann-Kendall foram aplicados para afirmação da tendência observada na Figura 3, verificando a significância estatística. Os resultados da inclinação pelo método dos mínimos quadrados e inclinação de Sen, Tabela 1, apresentam valores negativos e bastantes próximos, indicando uma tendência negativa para a região, porém sem nenhuma significância estatística. O mesmo resultado foi encontrado utilizando Mann-Kendall, onde o valor da estatística  $S$  é negativo e, juntamente com o  $\tau$ , indica decrescimento na tendência (redução das precipitações), porém a estatística  $Z$  não aponta significância estatística aos níveis de confiança. Inoportunamente, não foram encontrados na literatura trabalhos que analisaram, ou indicaram, tendência (positiva ou negativa) para a região do alto sertão paraibano.

**Tabela 1.** Resultados dos testes de Mann-Kendall e Análise de Regressão para a precipitação anual da região do Alto Sertão Paraibano (1996-2015).

Métodos Parâmetros	Teste de Mann Kendall			Inclinação Sen	Análise de Regressão		
	S	$\tau$	Z		$\beta$	tc	t
Resultados	-24	-0.13	-0.75	-9.32	-7.22	-0.74	2.1009

Este primeiro conjunto de testes é usado para identificar a existência de uma tendência recente positiva ou negativa. Apesar de utilizar diferentes métodos, em geral os testes paramétricos e não paramétricos capturam a tendência da série de forma concisa. Entretanto, observa-se que a descontinuidade, ou “quebra”, pode ser confirmada pelas estatísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$  de Mann-Kendall, bem como pela estatística  $k(t)$  de Pettitt, os quais estimam o local da mudança brusca na série e se a série tornou-se significativa estatisticamente em algum ano.

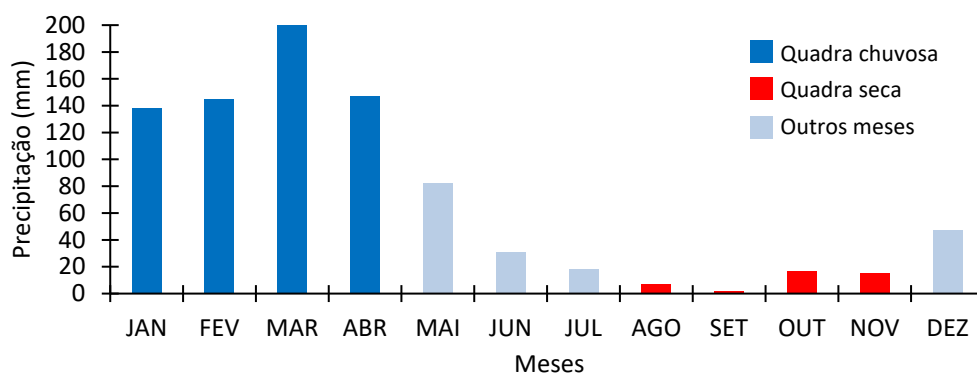
Analisando a interseção das linhas  $u(t)$  e  $u'(t)$ , é notada a mudança da tendência de precipitação a partir do ano 2009 (Figura 4), ano em que houve um evento máximo de precipitação, porém a série não apresentou tendência significativa para o período, ou seja, os valores de  $u(t)$  não ultrapassam os limites de confiança. Há um segundo cruzamento das linhas entre os anos de 2012 e 2013 dentro do intervalo de confiabilidade, porém o teste de Pettitt não apresenta cruzamento da estatística  $K(t)$  com os intervalos de confiança, portanto a ocorrência de tendência na precipitação não é comprovada.



**Figura 4.** Estadísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$  do teste de Mann-Kendall (à esquerda) e a estatística  $U(t,T)$  do teste de Pettit (à direita) para a precipitação total anual. Fonte: Elaboração própria.

#### Análise da tendência na precipitação para os períodos chuvosos e secos

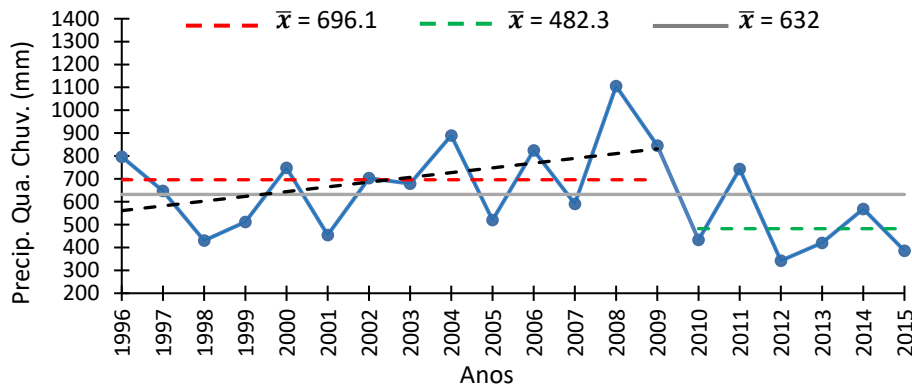
Segundo Silva *et al.*, (2004), a quadra chuvosa do Alto Sertão Paraibano é formada pelos meses de janeiro a abril. Isto é confirmado quando avaliados os dados de precipitação dos 15 municípios em análise (Figura 5), apresentando um total para o quadrimestre de 631.9 mm, o que corresponde a mais de 70% da precipitação anual, como observado por Silva *et al.*, (2012), mostrando a grande variabilidade e a concentração das chuvas em poucos meses do ano. Os quatro meses com menores volumes (quadra seca) são os de agosto a novembro, abrangendo apenas 4.8% da precipitação anual, com valores que não ultrapassam, em média, 40.8 mm.



**Figura 5.** Distribuição da precipitação média mensal (1996 a 2015) para a microrregião do Alto Sertão. Fonte: Elaboração própria.

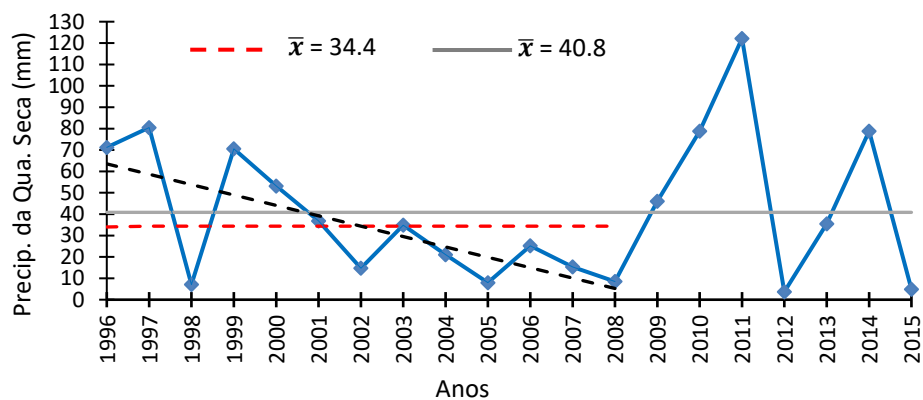
A análise da distribuição média do período chuvoso para o Alto Sertão assinala os eventos extremos de precipitação máxima em 2008 (75% acima da média do período chuvoso) e mínima

em 2012 (46% abaixo da média do período chuvoso). Observa-se na Figura 6 que a distribuição da precipitação no período chuvoso assemelha-se à distribuição da precipitação interanual, e isso se deve ao fato de que o período chuvoso corresponde a mais de 70% do volume anual de chuvas da microrregião.



**Figura 6.** Distribuição média da precipitação para o período chuvoso da microrregião do Alto Sertão Paraibano no período de 1996 a 2015. Fonte: Elaboração própria.

A estação não-chuvosa (quadra seca) apresenta comportamento contrastante em relação a distribuição de precipitação da estação chuvosa, com média de precipitação cerca de 15 vezes menor que a dos primeiros quatro meses do ano. A distribuição para o período seco da série histórica de precipitação do Alto Sertão Paraibano pode ser visualizada na Figura 7.



**Figura 7.** Distribuição média da precipitação para o período seco da microrregião do Alto Sertão Paraibano no período de 1996 a 2015. Fonte: Elaboração própria.

Observa-se uma tendência negativa no período de 1996 a 2008, porém o período seguinte apresenta variabilidade bastante irregular. Têm-se, nos anos de 2008 e 2009, discordâncias com os eventos máximos da série interanual, os quais apresentam valores bastante inferior e pouco acima da média, respectivamente. No ano de 2011 ocorreu o ápice do volume na estação não-chuvosa para a série, sendo outubro mês mais chuvoso desse ano (71% da estação não-chuvosa). Todavia, a estação não-chuvosa contribui com apenas 4.8% da precipitação anual da microrregião.

A Tabela 2 exhibe os coeficientes de declividade (inclinação) da regressão linear, correspondente à análise de tendência da precipitação da estação não-chuvosa e chuvosa para os 15 postos, como também o valor da inclinação obtida através do método de Sen. Os valores negativos da inclinação de Sen e do coeficiente angular do método dos mínimos quadrados, indicam decréscimo suave na linha de tendência para o período seco. Todavia, a estatística Z do teste de Mann-Kendall para as duas estações indica que essa tendência negativa é não significativa aos níveis 5% e 1% de confiança. O mesmo resultado é encontrado comparando-se os valores de  $t_c$  da análise de regressão, os quais são menores que o valor tabelado  $t = 2.1009$ .

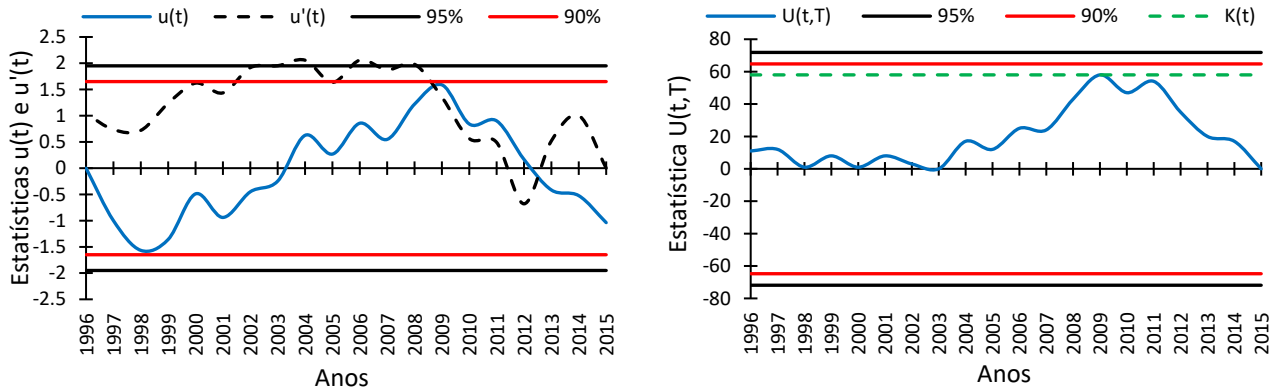
**Tabela 2.** Resultados dos testes de Mann-Kendall e Análise de Regressão para as estações chuvosa e não-chuvosa da região do Alto Sertão Paraibano (1996-2015).

Métodos Parâmetros	Teste de Mann Kendall			Inclinação Sen	Análise de Regressão		
	S	$\tau$	Z		$\beta$	t	$t_c$
Est. Chuvosa	-32	-0.17	-1.01	-9.16	-6.91	2.1009	-0.74
Est. Não-chuvosa	-26	-0.14	-0.81	-1.07	-0.38	2.1009	-0.05

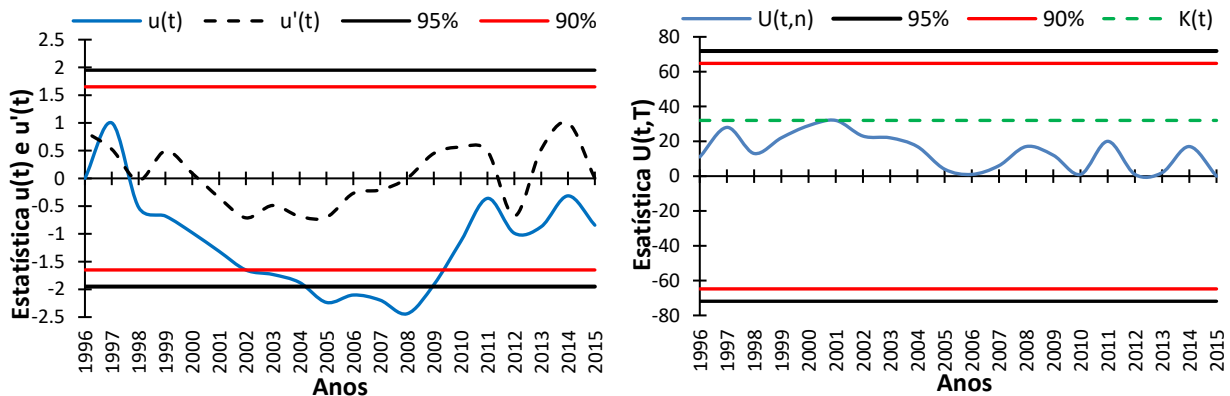
Como esperado, observa-se que as formas gráficas da análise das estatísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$  do teste de Mann-Kendall e a estatística  $K(t)$  de Pettitt, para a precipitação no período chuvoso, tem características semelhantes às estatísticas da precipitação anual média. Nota-se (Figura 8) que no teste de Mann-Kendall há o início de uma tendência negativa indicada pelo cruzamento das linhas no ano de 2009, porém sem significância estatística, além do não cruzamento da estatística  $k(t)$  do teste de Pettitt com os intervalos de confiança adotados, não havendo indícios de tendência na série de precipitação para o período chuvoso.

De modo análogo, as formas gráficas da Figura 9 apresentam as curvas das estatísticas para a estação não-chuvosa da microrregião. O teste de Mann-Kendall mostra que, na primeira década, houve um cruzamento das linhas  $u(t)$  e  $u'(t)$  indicando o início de uma tendência decrescente, que iniciou no ano de 1998 e tornou-se significativa a 90% entre os anos de 2001 e 2002 e a 95% no ano de 2004. Na segunda metade, porém, ainda que iniciada no ano de 2009, a tendência

crecente observada não se torna significativa. O teste da estatística  $k(t)$  revela que no ano de 2001 houve uma mudança brusca na média da série, entretanto os valores máximos alcançados no teste de Pettitt não ultrapassam os limites de significância estatística.



**Figura 8.** Estatísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$  do teste de Mann-Kendall (à esquerda) e a estatística  $K(t)$  do teste de Pettit (à direita) para a precipitação durante o período chuvoso. Fonte: Elaboração própria.



**Figura 9.** Estatísticas  $u(t)$  e  $u'(t)$  do teste de Mann-Kendall (à esquerda) e a estatística  $K(t)$  do teste de Pettit (à direita) para a precipitação durante o período seco. Fonte: Elaboração própria.

## Conclusão

A partir dos resultados e discussões observa-se que a microrregião do Alto Sertão Paraibano apresenta alta variabilidade de índices pluviométricos no período de 1996 a 2015, com média de 851.6 mm. Sua quadra chuvosa é composta pelos meses de fevereiro a maio, e é responsável por 74.2% do total de precipitação anual para a região, apresentando, portanto, um comportamento gráfico condizente com o da precipitação anual.

As análises para a série de precipitação anual e para o período chuvoso, ainda que com indícios de tendências crescentes ou decrescentes, aplicando os testes de Mann-Kendall e dos mínimos quadrados, não apresentaram tendências estatisticamente significantes e nenhuma mudança brusca na série. Já para a estação não-chuvosa (agosto a novembro) foi observado o surgimento de uma tendência significativa negativa na primeira década (1996 a 2006), constatada pelo teste de Mann-Kendall a 90 e 95% de confiança, porém não confirmada pelo teste de Pettitt.

## Referências bibliográficas

- Alves, J. J. A., Souza E. N., Nascimento, S. S. (2009) Núcleos de desertificação no estado da Paraíba. *Revista RA'EGA*, **17**, 139-152.
- Alves, L. R. A (2016) *O impacto do El Niño sobre as precipitações de municípios do sertão paraibano*, Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, 46 pp.
- Back, A. J. (2001) Aplicação de análise estatística para identificação de tendências climáticas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **36**(5), 717-726.
- Back, A. J., Vieira, H. J. (2009) Alterações nas séries de dados de temperatura de Urussanga, *Simpósio Internacional de Climatologia*, **3**, Gramado, Rio Grande do Sul/Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Bayazit, M., Önöz, B. (2007) To prewhiten or not prewhiten in trend analysis? *Hydrological Science Journal*, Wallingford, **52**(4), 611-624.
- Becker, C. T, Melo, M. M. M. S, Costa, M. N. M, Ribeiro, R. E. P. (2011) Caracterização climática das regiões pluviométricamente homogêneas do Estado da Paraíba, *Revista Brasileira de Geografia Física*, **4**(2), 286-299.
- Francisco, P. R. M, Medeiros, R. M, Santos, D. (2015) Oscilações pluviométricas dentre os regimes diferenciados de precipitação no Estado da Paraíba, *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, **9**(6), 360-371.
- Francisco, P. R. M, Santos, D, Lima, E. R. V, Brandão, Z. N, Neto, J. M. M. (2016) Potencial pedoclimático do Estado da Paraíba para a cultura do algodão herbáceo (*Gossypium hirsutum*), *Revista Brasileira de Geografia Física*, [S.l.], **9**(6), 2089-2013.
- Gitay, H, Suárez, A, Watson, R. T, Dokken, D. J. (2002) Climate change and biodiversity. [S.l.]: Intergovernment Panel on Climate Change, 86p. Acesso em 20 maio 2007, disponível em: <http://www.ipcc.ch/pub/tpbiodiv.pdf>
- Goossens, C.; Berger, A. (1986) Annual and seasonal climatic variations over the northern hemisphere and Europe during the last century. *Annales Geophysicae, Berlin*, **4**(B4), 385-400.
- Haylock, M. R, Peterson, T. C, Alves, L. M, Ambrizzi, T, Anunciação, Y. M. T, Baez, J., Barros, V. R, Berlato, M. A, Bidegain, M, Coronel, G, Garcia, V. J, Grimm, A. M, Karoly, D, Marengo, J. A, Marino, M. B, Moncunill, D. F, Nechet, D, Quintana, J, Rebello, E, Rusticucci, M, Santos, J. L, Trebejo, I, Vincent, L. A. (2006) Trends in total and extreme South American rainfall 1960–2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate* **19**, 1490–1512.
- Köppen, W, Geiger, R. (1982) *Klimate der Erde. Gotha: Verlagcondicionadas. Justus Perthes. n.p. 1928.*
- Ometto, J. C. Bioclimatologia vegetal. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres Ltda., 413 pp.



- Levine, D. M, Berenson, M. L, Stephan, D. (2000) Estatística: teoria e aplicações (usando Microsoft Excel em português). Rio de Janeiro: LTC – Livros técnicos e científicos Editora S.A.
- Lopes, J. R. F, Silva, D. F. (2013) Aplicação do teste de mann-kendall para análise de tendência pluviométrica no estado do Ceará. *Revista de Geografia (UFPE)*, **30**(3), 192-208.
- Marengo, J. A, Cunha A. P. M. A, Alves, L. M. (2016) A Seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico, *Climanálise*, **3**(1), 1-6.
- Marengo, J. A. (2008) Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, **22**, 83-96.
- Meals D. W, Spooner J, Dressing S. A, Harcum J. B. (2011) Statistical analysis for monotonic trends, Tech Notes 6, November. U.S. Environmental Protection Agency, Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, 23 pp.
- Moraes, J. M., Pellegrino, G, Ballester, M. V, Martinelli, L. A, Victoria, R. L. (1995) Estudo preliminar da evolução temporal dos componentes do ciclo hidrológico da bacia do Rio Piracicaba, *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, **11.**, *Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa*, **2.**, Recife, Pernambuco, Brasil.
- Mortatti, J, Bortoletto Júnior, M. J, Milde, L. C. E. (2004) Probst, J-L. Hidrologia dos rios Tietê e Piracicaba: séries temporais de vazão e hidrogramas de cheia, *Revista de Ciência & Tecnologia*, **12**(23), 55-67.
- Önöz, B, Bayazit, M. C. (2003) The Power of statistical teste for trend detection. *Turkish. J. Eng. Env. Sci.*, **27**, 247-251.
- Penereiro, J. C, Ferreira, D. H. L, Garcia, V. F. V. (2012) Caracterização Estatística de Tendências Climáticas em Séries Anuais de Temperatura Média e Precipitação para as Capitais Estaduais do Brasil, *Revista GEINTEC*, **3**(4), 01-15.
- Penereiro, J. C, Orlando, D. V. (2013) Análises de tendências em séries temporárias anuais de dados climáticos e hidrológicos na Bacia do Rio Paraíba entre os estados do Maranhão e Piauí/Brasil., *Revista Geográfica Acadêmica* **7**(2), 05-21.
- Pettitt, A. N. (1979) A non-parametric approach to the changepoint problem. *Applied Statistics*, London, **28**(2), 126-135.
- Santos, D. N. (2008) *Estudo de alguns cenários climáticos para o Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Meteorologia)*, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 84 pp.
- Santos, S. R. Q, Cunha, A. P. M. A, Ribeiro-Neto, G.G (2019) Avaliação de Dados de Precipitação para o Monitoramento do Padrão Espaço-Temporal da Seca no Nordeste do Brasil, *Revista Brasileira de Climatologia*, **15**(25), 80-100.
- Santos, V. O. (2015) Identificação e Análise de Tendências em Séries Históricas de Precipitação no Município de Uberlândia, Minas Gerais, *Xi - Encontro Nacional Da Anpege: A Diversidade da Geografia Brasileira: Escalas e Dimensões da Análise e da Ação de 9 A 12 de Outubro*. Presidente Prudente, São Paulo, Brasil.
- Santos, V. O. (2016) *Identificação e Análise de Tendências das Variáveis Hidrológicas e Mudanças no Uso e Ocupação das Terras no Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba, em Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, 129 pp.
- Sena, J. P. O, Lucena, D. B. (2013) Identificação de Tendência da Precipitação na Microrregião do Cariri Paraibano, *Revista Brasileira de Geografia Física*, **6**, 1400-1416.
- Silva, G. B, Azevedo, P. V. (2008) Índices de tendências de mudanças climáticas no estado da Bahia. *Engenharia Ambiental Espírito Santo do Pinhal*, **5**(3), 141-151.
- Silva, J. B, Llopart, M. P, Boiaski, N. (2005) Temperatura máxima do ar em Pelotas, RS – Tabelas de probabilidade em escalas de tempo pentadal. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, **20**, 267-276.
- Silva, V. P. R, Correia, A. A, Coelho, M. S. (1998) Análise de tendência das séries de precipitação pluvial do Nordeste do Brasil, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **2**(1), 111-114.
- Silva, V. P. R, Pereira, E. R. R, Azevedo, P. V, Sousa, F. A. S, Sousa, I. F. (2011) Análise da pluviometria e dias chuvosos na região Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(2), 131-138.
- Silva, V.C, Lucena, D.B. (2015) Análise da variabilidade e da influência de eventos climáticos sobre a precipitação no alto sertão da Paraíba, *XII Congresso de Iniciação Científica da UFCG*, Campina Grande, Paraíba, Brasil.



- Sousa, B. I. (2009) *Cariri Paraibano: do silêncio do lugar à desertificação*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 198 pp.
- Tavares, A. N. (2015) *Avaliação da Aplicação dos Principais Testes de Detecção de Tendência em Dados Climatológicos nos Últimos Anos*, Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado Em Estatística), Fundação Universidade Federal De Rondônia, 29 pp.
- Triola, M. F. (2005) *Introdução a Estatística. 9ª Edição. Editora LTC*, Rio de Janeiro, **9**, 656 pp.
- Walpole, R. E, Myers, R. H, Myers, S. L, Ye, K. (2010) *Probabilidade & Estatística para engenharia e ciências. 8ª Edição. Editora Pearson*, São Paulo, 491 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DO PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO DO TIPO FOTO-FENTON COM LÂMPADA GERMICIDA COMO FONTE UV

\* Paulo Henrique Saling<sup>1</sup>  
Kely Viviane de Souza<sup>2</sup>

### EVALUATION OF THE OPERATION OF THE ADVANCED OXIDATIVE PROCESS OF THE PHOTO-FENTON TYPE WITH GERMICID LAMP AS A UV SOURCE

Recibido el 17 de mayo de 2018; Aceptado el 12 de enero de 2021

#### Abstract

*The present paper objective was to evaluate the application of alternative sources of UV radiation for the application of photo-Fenton type AOP. The use of a germicidal lamp against to the mercury vapor lamp conventionally used for industrial wastewater treatment. For this, the chosen parameters to attest the efficiency of the lamps were apparent color, turbidity and phenols. The parameters presented average reduction values of approximately 95%, 90% and 72%, for germicidal lamps and 97%, 86% and 81% for mercury vapor lamps. The applicability was confirmed by means test, t test, with 5% of significance, corroborated by the reduction of the spectral area in the UV-Vis region (200 nm – 800 nm), concluding with the confirmation of possibility of applying the germicidal lamp to the effluent degradation with possible reduction of operating costs.*

**Keywords:** radiation, alternative source, Photo-Fenton, textile wastewater.

<sup>1</sup> Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, UNICENTRO, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, PR, Brasil.

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), campus de Irati, BR 153, KM 07, Riozinho, Irati/PR. CEP 84500-000. Brasil. Email: [paulosalting@gmail.com](mailto:paulosalting@gmail.com)

## Resumo

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a aplicação de fontes alternativas de radiação UV, para aplicação em Processo Oxidativo Avançado do tipo foto-Fenton. Foi avaliada a utilização de lâmpada germicida, em relação a lâmpada à vapor de mercúrio, convencionalmente usada para degradação de efluentes industriais. Para isso, os parâmetros escolhidos para atestar a eficiência das lâmpadas foram cor aparente, turbidez e fenóis. Os parâmetros apresentaram valores médios de redução de, aproximadamente, 95%, 90% e 72%, para lâmpada germicida e de 97%, 86% e 81% para lâmpada à vapor de mercúrio. A aplicabilidade foi comprovada mediante teste de médias Teste t, com significância de 5%, corroborada pela redução da área espectral na região UV-Vis (200 nm à 800 nm), concluindo a possibilidade da utilização da lâmpada germicida na degradação do efluente, com possível redução de custos operacionais.

**Palavras chave:** radiação, fonte alternativa, Foto-Fenton, efluente têxtil.

## Introdução

Concomitantemente ao crescimento populacional e a notável expansão tecnológica e industrial vivenciada nas últimas décadas, o aumento e a diversificação dos impactos ambientais têm colaborado com a busca por tecnologias mais limpas e sustentáveis, desde a escolha da matéria prima e do processo produtivo até a destinação final ambientalmente adequada e específica a cada tipo de resíduo gerado.

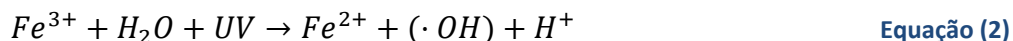
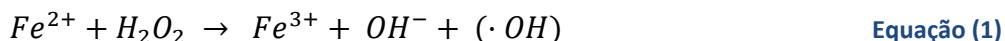
Apontamentos feitos por Jefferson (2006) relacionando o crescimento populacional, a crise energética proveniente de combustíveis fósseis e a emissão de Gases do Efeito Estufa (GEEs) favorece o argumento da busca pela otimização de processos industriais para a sustentabilidade. Dentro deste contexto, o aprimoramento dos sistemas de tratamentos dos resíduos também pode ser considerado ação mitigatória quanto a redução dos impactos antropogênicos, como a utilização de tecnologias que visam o reuso da água (Araújo, Santos e de Souza, 2017; Subtil *et al.*, 2016). Os Processos Oxidativos Avançados (POA) também tem passado por melhorias em seus sistemas, não só com a combinação com outras técnicas de tratamento de efluentes mas também pela busca por condições operacionais mais eficientes, como demonstrado por Dewil *et al.* (2017), que podem levar a redução de custos operacionais.

Os POA se baseiam no mecanismo de geração de radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ), qual possui alto potencial de redução ( $E^0=2.80\text{ V vs. ENH}$ ) e elevada instabilidade, o que permite reagir e degradar grande diversidade de compostos à  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e sais inorgânicos (Babuponnusami e Muthukumar, 2014; Garcia *et al.*, 2009; Nogueira *et al.*, 2007). Dentro dos diversos tipos de POA, os processos Fenton ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ) e foto-Fenton ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ ), tem sido aplicados na estabilização de efluentes com considerável diversidade de compostos, como por exemplo: (a) na degradação de pesticidas (Navarro *et al.*, 2011); (b) como etapa preparatória ao tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário (Vilar *et al.*, 2011); (c) como polimento final de efluentes têxteis após passar

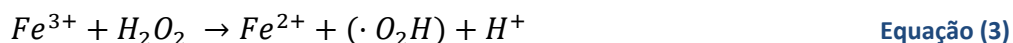
por sistema de tratamento anaeróbio (Santos *et al.*, 2017) e; (d) como tratamento preliminar ao biológico na indústria de laticínios (Villa, Silva e Nogueira, 2007).

O tradicional mecanismo reacional do processo Fenton na geração do radical hidroxila pode ser observado na Eq 1 (Babuponnusami e Muthukumar, 2014).

Como descrito por Baba *et al.* (2015), o íon  $Fe^{2+}$  oxida durante a degradação do peróxido de hidrogênio gerando íon  $OH^-$  e  $\cdot OH$ . Quando assistido por radiação UV ou luz visível, a reação Fenton tem sua eficiência consideravelmente elevada, dando origem ao processo foto-Fenton (Eq 2). Uma vez que há a regeneração do íon ferroso, devido a influência da radiação, há a formação de um ciclo de redução catalítica permitindo a geração de dois radicais hidroxila ( $\cdot OH$ ) por mol de peróxido aplicado.



Durante a quebra do peróxido de hidrogênio, ocorre a oxidação do catalisador gerando  $Fe^{3+}$ . Devido a saturação do meio por  $H_2O_2$ , ocorre ainda a reação de regeneração do catalisador à sua forma iônica original, alheio ao processo de regeneração do íon  $Fe^{3+}$  via fotorremediação observado no sistema foto-Fenton, chamado de like-Fenton (Eq. 3). Além do radical hidroxila, esta reação gera outro radical, o hidroperoxila ( $\cdot O_2H$ ) que também age na degradação de compostos presentes no efluente, porém, com menor potencial de redução. A cinética reacional é menor àquela observada no processo Fenton (Martins *et al.*, 2011).



Visto isso, o presente trabalho teve como objetivo comparar a eficiência operacional da lâmpada germicida – 4 W em relação a lâmpada à vapor de mercúrio de alta pressão – 125 W, convencionalmente usada em processos fotoquímicos. Apesar das lâmpadas apresentarem diferenças quanto ao mecanismo de funcionamento, potência e método de contato com o efluente, ambas operam na região UV-C, com comprimento de onda de 254 nm. Embora as lâmpadas à vapor de mercúrio serem caracterizadas pela alta eficiência e grande durabilidade, elas contêm mercúrio, um elemento tóxico que pode causar impactos ambientais negativos quando liberado para o meio ambiente, devido a sua volatilidade nas condições de temperatura e pressão que se apresenta. Uma lâmpada de 80W a 400W pode ter em média 32 mg de mercúrio, por isso o descarte destas lâmpadas deve ser feito de maneira correta. Assim, em busca de tecnologias mais adequadas para reduzir a poluição ambiental e visando a economia de energia durante a operação, a lâmpada germicida torna-se uma alternativa

## Procedimento Experimental

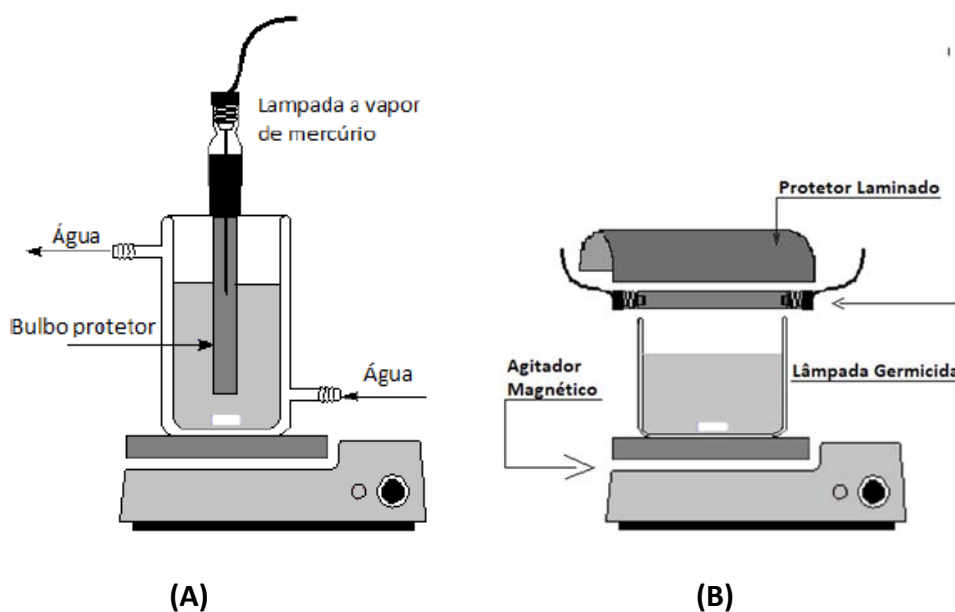
### Efluente

O efluente utilizado, proveniente de indústria têxtil da região sul do Brasil, foi coletado após o sistema de tratamento da empresa, que possui como etapa principal de estabilização do efluente um sistema de lodo ativado. Antes da aplicação do foto-Fenton o efluente foi submetido às etapas de coagulação, floculação e decantação em Jarrest. Adotando gradientes de mistura rápida e lenta de  $625 \text{ s}^{-1}$  e  $44 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, e velocidade de sedimentação de  $0.46 \text{ cm s}^{-1}$ , aplicando coagulante vegetal Tanino à  $420 \text{ mg L}^{-1}$ .

### Processo foto-Fenton assistido por radiação UV

O processo foi realizado utilizando um reator convencional de bancada, com volume nominal de 300 mL, junto a fonte de radiação testada durante os experimentos qual foi alternada entre lâmpadas germicida (LG) - 4 W e vapor de mercúrio de alta pressão 125 W (LM), com fluxo luminoso de  $6.300 \text{ lm}$  - (controle), onde ambas operam na região do espectro correspondente ao UVC (200 nm – 280 nm). O esquema do reator utilizado nos ensaios aplicando a lâmpada de mercúrio pode ser observado na Figura 1 (A).

Devido ao melhor aproveitamento da área luminosa da lâmpada germicida, à sua geometria e método de contato com o efluente, o reator teve de ser modificado aplicando a lâmpada sobre o efluente junto a um refletor aluminado para melhor direcionar os raios em direção do efluente. O esquema pode ser verificado a Figura 1(B).



**Figura 1.** Esquema representativo sistema foto-Fenton com lâmpada à vapor de mercúrio (A) lâmpada germicida (B).

### Controles Operacionais

O efluente teve seu pH ajustado, antes de ser submetido aos ensaios, para valores entre 2.8 e 3.0, devido a manutenção da eficiência do catalizador na sua forma solúvel evitando a formação de precipitado Fe (III) – lodo (López *et al.*, 2017). Neste trabalho foi utilizado H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> no processo de correção do pH.

Para o monitoramento do consumo de peróxido de hidrogênio foi utilizando o reagente Metavanadato de Amônio, na proporção de 2:1, que reagindo com o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> produz o cátion peroxidovanadium, caracterizado por possuir coloração vermelha-alaranjada e absorve no comprimento de onda 450 nm (Nogueira, Oliveira e Paterlini, 2005; Silva *et al.*, 2013).

### Otimização

A otimização do experimento, foi realizada utilizando a lâmpada a vapor de mercúrio, fonte de UV padrão, imersa no efluente protegida por um bulbo de quartzo, como demonstrado pelo esquema da Figura 1.

Para determinação das concentrações ideais de reagente e catalizador (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e Fe<sup>2+</sup>) a serem aplicadas, foi realizado o delineamento fatorial 2<sup>2</sup>, adotando 5 minutos de exposição à radiação objetivando a redução da área espectral na região UV-Vis (200 nm a 800 nm), cujo níveis podem ser visualizados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Demonstra o planejamento fatorial 2<sup>2</sup> com ponto central.

Variáveis	Níveis		
	(-)	(0)	(+)
[H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ] (mg L <sup>-1</sup> )	100	150	200
[Fe <sup>2+</sup> ] (mg L <sup>-1</sup> )	5	10	15

### Análises estatísticas

Para analisar a aderência das amostras, os dados foram submetidos ao teste de homogeneidade de variância de Bartlett. A determinação do ótimo operacional foi intermediada pela análise das médias, utilizando o Teste de Fisher – ou LSD (least significant difference/ diferença mínima significativa), sobre o delineamento 2<sup>2</sup>, com ponto central em triplicata, com nível de significância  $\alpha = 0.05$ .

Para avaliação da aplicabilidade da lâmpada germicida na substituição da lâmpada de vapor de mercúrio, os valores referentes às respectivas reduções percentuais dos parâmetros avaliados foram submetidos ao Teste T, bilateralmente, com nível de significância  $\alpha = 0.05$  para amostras independentes em duplicata.

### Controle Analítico

#### *Cor Aparente, Turbidez, Fenóis e Cloretos*

A determinação das concentrações dos parâmetros analisados foi realizada seguindo as metodologias 2120 para cor aparente, 2130 para turbidez, 5550 B para determinação da concentração de fenóis e 4500B para cloretos todas propostas pelo Standart Methods for Examinatios of Water and Wastewater 23<sup>a</sup> edição (APHA, 2012).

#### *Análise espectrofotométrica*

Além da determinação direta dos parâmetros quanto à qualidade do efluente, a diminuição da integral da curva de varredura, via espectrofotometria UV-Vis, é uma maneira indireta de monitorar a eficiência do processo, pois o seu decaimento pode ser indicativo da redução de compostos que possuem absorbância na região entre 200 nm e 800 nm, como por exemplo a degradação de matéria orgânica (Walker e Dassan, 2015).

Todos os ensaios foram conduzidos em duplicata adotando 90 min de exposição sob agitação magnética constante. O volume avaliado foi de 200 mL. Apenas na etapa de otimização das concentrações de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e de Fe<sup>2+</sup>, o tempo estipulado foi de 5 minutos de exposição à radiação em triplicata. As análises do decaimento das curvas espectrais foram feitas com leituras a cada 15 minutos, identificando a degradação dos compostos.

## Resultados e discussão

### Caracterização do Efluente

Os parâmetros do efluente antes dos ensaios pode ser observado na Tabela 2.

**Tabela 2.** Caracterização do Efluente antes da aplicação do processo foto-Fenton.

Parâmetro	Valores obtidos
Cor Aparente (mg L <sup>-1</sup> PtCo)	404 +/- 3,02
Turbidez (NTU)	8.83 +/- 0,85
Fenóis (mg L <sup>-1</sup> )	5.9 +/- 0,30

Dos parâmetros observados na Tabela 2, o qual apresenta maior preocupação é a concentração de fenóis, que está muito acima dos limites estabelecidos pela Resolução n° 430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que limita o padrão de lançamento em 0.5 mg L<sup>-1</sup> de fenóis. Diante disso, uma maior atenção deve ser dada com relação à redução da concentração deste parâmetro.



Além dos parâmetros citados na Tabela 2, foi feita a determinação de cloretos, uma vez que, a presença do íon  $\text{Cl}^-$  está associado à grande quantidade de cloreto de sódio utilizado para fixação do corante ao tecido, sendo assim característico de efluentes têxteis. A concentração de  $\text{Cl}^-$  no efluente em estudo foi de  $236 \text{ mg L}^{-1}$ , no entanto, não foi considerado como parâmetro a ser avaliado.

### Otimização

O planejamento fatorial  $2^2$  demonstrou-se eficiente como ferramenta de apontamento do ótimo operacional quanto as concentrações do oxidante ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e do íon  $\text{Fe}^{2+}$ .

A Tabela 3 abaixo demonstra o cruzamento dos ensaios com suas respectivas médias das reduções percentuais das repetições, da integral do perfil espectrofotométrico (200 nm a 800 nm) com 5 min de reação.

**Tabela 3.** Média da redução percentual da área espectral respectiva a cada nível operacional do planejamento fatorial  $2^2$  em 5 minutos de reação.

Ensaio	$[\text{H}_2\text{O}_2]$	$[\text{Fe}^{2+}]$	Redução da área espectral percentual média (%)
1	-	-	13.80
2	-	+	-51.90
3	+	-	23.84
4	+	+	-48.36
5	0	0	-20.83

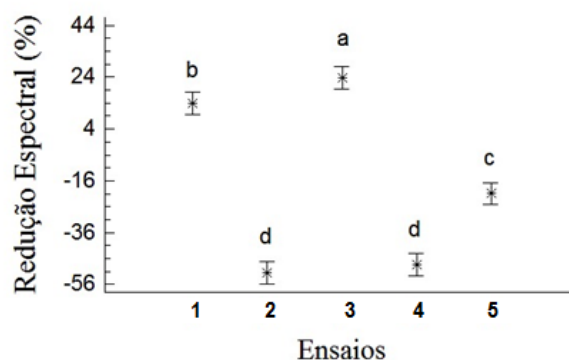
O limite da concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  no nível +, foi estabelecido seguindo a regulamentação da Resolução CONAMA nº 430/11, qual estabelece o limite de ferro dissolvido em  $15.0 \text{ mg L}^{-1}$  para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Foram calculados de acordo como descrito por Barros Neto *et al.*, 2010 os efeitos principais e de interação das variáveis avaliadas na Tabela 3. O efeito principal do  $\text{H}_2\text{O}_2$  e do  $\text{Fe}^{2+}$  foi de 6,79% e -68,95%, respectivamente, indicando que da maior concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  para a menor, houve um aumento da redução espectral. Já para a concentração de  $\text{Fe}^{2+}$ , o efeito foi negativo, indicando que da menor concentração de ferro para a maior, ocorreu uma queda da redução espectral. No entanto, é necessário calcular o efeito de interação entre as duas variáveis, o qual foi de -3,25%, ou seja, o efeito de interação é menor do que o efeito isolado.

Nota-se pela Tabela 3, que alguns valores da resposta apresentaram sinal negativo, tal fato remete no aumento da integral da área do perfil espectral entre 200 nm e 800 nm, gerando a “redução percentual negativa”. Isto pode ter ocorrido devido à formação de subprodutos

decorrentes da degradação como a formação de radicais orgânicos e uma série de outros produtos apresentam sinal de absorção na região espectral avaliada (Martins *et al.*, 2011).

Analisando somente as reduções das integrais de cada ensaio, é possível determinar que a combinação referente ao Ensaio 3 (+;-) foi aquela que obteve maior eficiência com aproximadamente 24% de redução da área espectral em 5 minutos de ensaio. Fato este corroborado pela análise de variância das médias, Teste de Fisher (LSD), qual resultados apontam diferenças entre os ensaios, cujo gráfico está disposto na Figura 2. Nesta, é possível observar maior eficiência, com maior redução média da área espectral, aplicando a combinação do ensaio 3 com nível de significância de 5%. Portanto, as concentrações adotadas para realização dos ensaios subsequentes foram de 200 mg L<sup>-1</sup>, para H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e 5 mg L<sup>-1</sup> do catalizador Fe<sup>2+</sup>, referentes ao Ensaio 3.



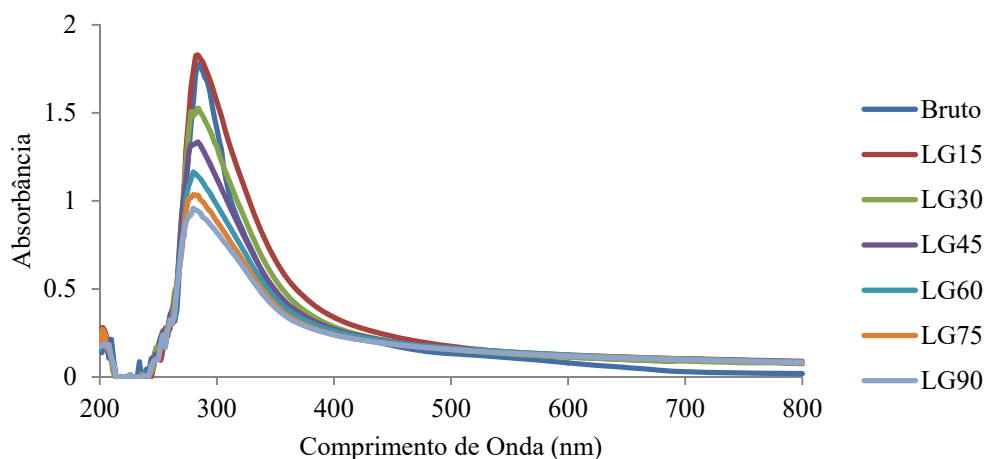
**Figura 2.** Gráfico do Teste de Fisher – LSD, com  $\alpha = 0.05$ .

### Análise Empírica

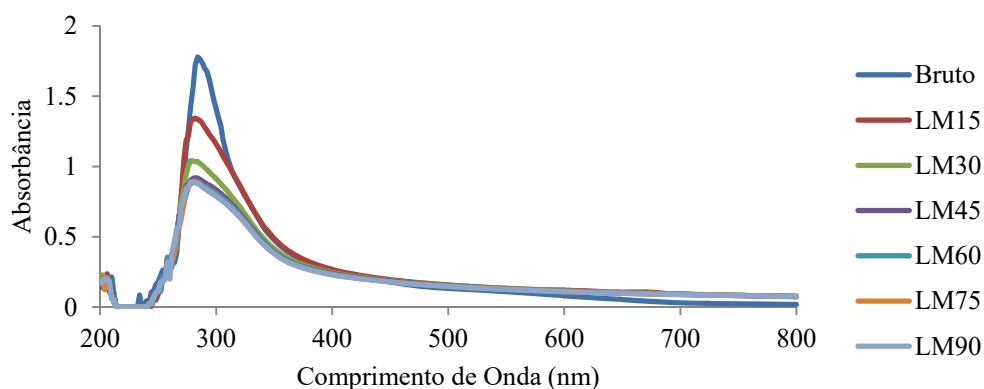
#### Espectrofotometria UV-Vis

Todos os gráficos pertinentes às comparações da redução da curva espectral, respectivo a cada lâmpada, foi produzido levando em consideração as médias aritméticas das absorbâncias.

Na Figura 3 é possível observar o decaimento das médias das curvas de varredura espectrofotométrica referentes a lâmpada germicida (A) e a lâmpada de mercúrio (B) nos tempos de 15 min a 90 min de tratamento na faixa espectral de 200 nm até 350 nm, onde está localizado o pico principal, ou seja, o pico com maior valor de absorbância. Esta faixa corresponde a componentes orgânicos, e a queda desta sugere a degradação destes compostos.



(A)



(B)

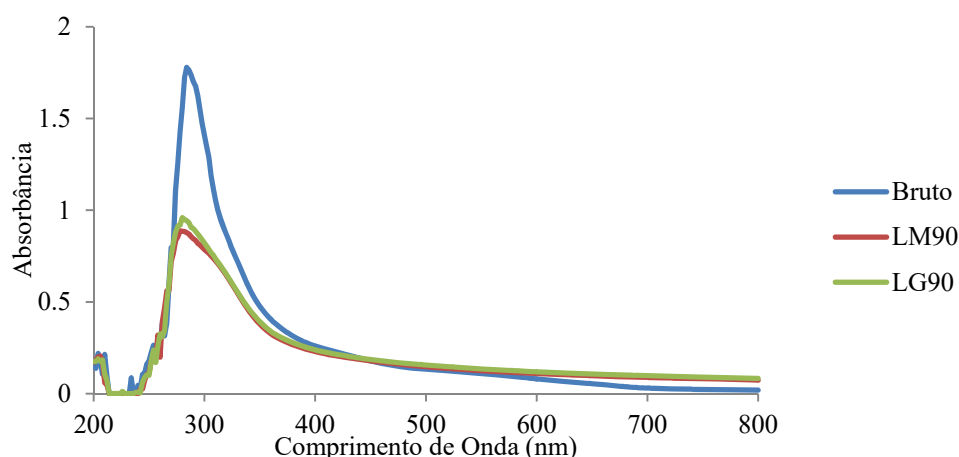
**Figura 3.** Perfil espectrofotométrico do efluente no decorrer do tratamento pelo processo foto-Fenton utilizando lâmpada germicida (A) e lâmpada à vapor de mercúrio (B).

Analisando a Figura 3 (B), é possível observar a estabilização da degradação a partir dos 45 min de tratamento seguindo até o tempo de 90 min, tornando as curvas sobrepostas. Este fato foi confirmado, também, pela estabilização no consumo de  $H_2O_2$  em  $80 \text{ mg L}^{-1}$  indicando o limite do processo.

Confrontando, ainda, os gráficos das Figuras 3, A e B, pode-se dizer que o mecanismo de degradação do efluente pelo sistema foto-Fenton utilizando a lâmpada germicida é significativamente diferente, principalmente durante os primeiros 15 minutos, comparando com o sistema utilizando a lâmpada de mercúrio, pois no primeiro caso, ocorre um aumento do sinal

em 300 nm, sugerindo a formação de subprodutos com absorvância maior que o efluente de partida. Somente após 15 minutos, começa a ocorrer a supressão desse sinal, indicando uma possível degradação dos compostos e também dos subprodutos (Figura 3 A). Já na Figura 3 B, utilizando lâmpada de mercúrio, o decaimento do sinal, ocorre já nos primeiros 15 minutos, não havendo a formação de subprodutos com absorvância superior às observadas pelo efluente bruto.

Para comparar a eficiência na redução do perfil espectral de ambas as lâmpadas, apenas os resultados referentes a 90 minutos foram considerados na Figura 4.



**Figura 4.** Perfil espectrofotométrico correspondente ao final dos ensaios aplicando as diferentes fontes UV.

É notável a semelhança das eficiências entre as lâmpadas utilizadas ao final dos 90 minutos, indicando a possibilidade da utilização da lâmpada germicida na degradação de efluente têxtil, sem perdas de eficiência no que diz respeito à redução da área espectral.

#### *Cor Aparente, Turbidez e Fenóis*

Os processos foto-Fenton aplicando diferentes fontes de radiação UV (LM e LG), demonstraram-se eficientes na degradação dos parâmetros de cor, turbidez e fenóis, os quais são considerados de grande importância ambiental quanto a qualidade do efluente lançado pela indústria e na diminuição dos impactos sofridos pelo corpo hídrico receptor, como exposto pelas Resoluções do CONAMA nº 357 de 2005 e 430 de 2011 (Brasil, 2011). As concentrações após o tratamento, bem como as reduções percentuais médias dos parâmetros testados, distinguidos de acordo com cada tipo de lâmpada estão dispostos nas Tabelas 4 e 5, respectivamente.

**Tabela 4.** Concentrações finais médias e valores de desvio padrão referentes a cada tipo de lâmpada após 90 minutos de exposição.

Parâmetro	Bruto	LM	LG
Cor Aparente (uC)	404.00	13.50 ± 2.12	21.50 ± 7.78
Turbidez (NTU)	8.83	1.20 ± 0.77	0.98 ± 0.55
Fenóis (mg L <sup>-1</sup> )	5.90	1.10 ± 0.28	1.65 ± 0.07

Na Tabela 4, é possível observar as concentrações finais referentes a cada lâmpada utilizada. Na Tabela 5, estão apresentados os valores percentuais de redução para cada parâmetro.

**Tabela 5.** Reduções percentuais médias referentes a cada lâmpada utilizada e seus respectivos desvios padrão.

Parâmetro	L.M. (%)	L.G. (%)	Teste t
Cor Aparente	96.66 ± 0.52	94.68 ± 1.92	a
Turbidez	86.35 ± 8.73	88.90 ± 6.25	a
Fenóis	81.36 ± 4.79	72.03 ± 1.19	a

Observando a concentração de fenóis, o parâmetro ainda não está de acordo com o descrito pela Resolução n° 430/11, que complementa e altera a Resolução n° 357/05, ambas do Conselho Nacional do Meio Ambiente, que limita em 0.5 mg L<sup>-1</sup> a concentração em efluentes industriais descartados (Brasil, 2011).

Os resultados quanto aos testes estatísticos sobre os parâmetros analisados podem ser visualizados na Tabela 6.

**Tabela 6.** Valores de t e p para os parâmetros analisados com 95% de confiança.

Parâmetro	Valor de t	Valor de p
Cor Aparente	- 1.40	0.37
Turbidez	0.33	0.77
Fenóis	- 2.67	0.20

De acordo com a Tabela 6 é possível constatar que o p-valor é maior que 0.05 para ambas as lâmpadas sobre todos os parâmetros analisados, aceitando a hipótese nula ( $H_0$ ) apresentando, de modo respectivo, valores de 0.37, 0.77 e 0.20, para cor aparente, turbidez e fenóis confirmando a possibilidade da utilização da LG para degradação de efluentes têxtis. Este fato corrobora com os apresentados sobre as reduções percentuais e aos referentes às reduções das áreas espectrais.

Trabalhos como os de Carra *et al.*, (2015), Rodríguez-Chueca *et al.* (2016) e de Zazo *et al.* (2016), comprovam a utilização de outras fontes de radiação no processo foto-Fenton, para tratamento de efluentes, como por exemplo, a utilização de lâmpada de LED como fonte de radiação UV. Colaborando com os indicativos apresentados a respeito da utilização de lâmpadas de menor potência no tratamento de efluentes, podendo levar à redução de custos operacionais, devido a maior demanda energética pela LM.

De acordo como Santos *et al.*, (2017), os processos oxidativos avançados anexados a reatores biológicos são muito eficientes na degradação de efluente proveniente de indústria têxtil. Fato este comprovado neste trabalho, onde o efluente apresentou uma melhor qualidade em termos de cor, turbidez e concentração de fenóis após ter passado pelo processo foto-Fenton. Diante dos resultados satisfatórios obtidos neste trabalho, foi realizado o estudo do efeito somente da fotólise e da fotólise/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na redução dos parâmetros avaliados. Destes, somente o processo da fotólise/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ofereceu uma contribuição significativa e somente para o parâmetro cor, com redução de 52% para a LM e de 30% para a LG. Este resultado foi importante e corrobora com os valores calculados para os efeitos de cada variável, o qual foi menor para a concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, comparado com o efeito da concentração de Fe<sup>2+</sup>, sugerindo que as reduções de turbidez e fenóis foram decorrentes do efeito do Fe<sup>+2</sup>, bem como da interação entre Fe/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/luz.

### Conclusões

Considerando os resultados apresentados, é possível concluir que a aplicação de fontes alternativas de radiação UV é viável, podendo substituir, a priori, a lâmpada à vapor de mercúrio de alta pressão (125 W) pela lâmpada germicida (4 W). Ambas, estatisticamente, promoveram a redução de cor, turbidez e fenóis do efluente têxtil, tendo como vantagem a utilização da lâmpada germicida tanto na questão econômica quanto ambiental.

### Referências bibliográficas

- APHA, AWWA, WEF (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Araújo, B. M., Santos, A. S. P., De Souza, F. P. (2017) Comparativo econômico entre o custo estimado do reúso do efluente de ETE para fins industriais não potáveis e o valor da água potável para a região sudeste do Brasil. *Perspectiva Online: Exatas & Engenharia*, **17**(11), 51–61.
- Baba, Y., Yatagai T., Harada T., Kawase Y. (2015) Hydroxyl radical generation in the photo-Fenton process : Effects of carboxylic acids on iron redox cycling. *Chemical Engineering Journal*, **277**(13), 229–241.
- Babuponnusami, A., Muthukumar, K. (2014) A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2**(16), 557–572.
- Barros Neto, B., Scarminio, I.S., Bruns, R.E. (2010) Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria. 4a edição. Porto Alegre: Brookman, 101-112.

- Brasil (2005) *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, nº 53, Brasília, DF, 18 mar. de 2005, 58-63.
- Brasil (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) n. 430, de 13 de maio de 2011, Ministério do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, nº 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011.
- Carra, I., Pérez J. A. S., Malato S., Autin O., Jefferson B., Jarvis P. (2015) Application of high intensity UVC-LED for the removal of acetamiprid with the photo-Fenton process. *Chemical Engineering Journal*, **264**(8), 690–696.
- Dewil, R., Mantzavinos D., Poullos I., Rodrigo M. A. (2017) New perspectives for Advanced Oxidation Processes. *Journal of Environmental Management*, **195**(7), 93–99.
- Garcia, J. C., Simionato J. I., Almeida V. C., Palácio S. M., Rossi F. L., Schneider M. V., Souza N. E. (2009) Evolutive follow-up of the photocatalytic degradation of real textile effluents in TiO<sub>2</sub> and TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> systems and their toxic effects on *Lactuca sativa* seedlings. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, **20**(9), 1589–1597.
- Jefferson, M. (2006). Sustainable energy development: Performance and prospects. *Renewable Energy*, **31**(12), 571–582.
- López, N., Plaza S., Afkhami A., Marco P., Giménez J., Esplugas S. (2017) Treatment of Diphenhydramine with different AOPs including photo-Fenton at circumneutral pH. *Chemical Engineering Journal*, **318**(9), 112–120.
- Martins, L. M., Silva C. E., Neto J. M. M., Lima A. S., Moreira R. F. P. M. (2011) Aplicação de Fenton, foto-Fenton e UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no tratamento de efluente têxtil sintético contendo o corante Preto Biozol UC. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **16**(10), 261–270.
- Navarro, S., Fenoll J., Vela N., Ruiz E., Navarro G. (2011) Removal of ten pesticides from leaching water at pilot plant scale by photo-Fenton treatment. *Chemical Engineering Journal*, **167**(8), 42–49.
- Nogueira, R. F. P., Trovó A. G., Silva M. R. A., Villa R. D. (2007) Fundamentos e aplicações ambientais dos processos fenton e foto-Fenton. *Química Nova*, **30**(9), 400–408.
- Nogueira, R. F. P., Oliveira, M. C., Paterlini, W. C. (2005). Simple and fast spectrophotometric determination of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in photo-Fenton reactions using metavanadate. *Talanta*, **66**(6), 86–91.
- Rodríguez-Chueca J., Amor C., Fernandes J. R., Tavares P. B., Lucas M. S., Peres J. A. (2016) Treatment of crystallized-fruit wastewater by UV-A LED photo-Fenton and coagulation-flocculation. *Chemosphere*, **145**(9), 351–359.
- Santos, E. M. A., Nascimento A. T. P., Paulino T. R. S., Barroso B. C. S., Aguiar C. R. (2017) Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **22**(8), 285–292.
- Silva, T. F. C. V., Silva M. E. F., Cunha-Queda A. C., Fonseca A., Saraiva I., Boaventura R. A. R., Vilar V. J. P. (2013) Sanitary landfill leachate treatment using combined solar photo-Fenton and biological oxidation processes at pre-industrial scale. *Chemical Engineering Journal*, **228**(17), 850–866.
- Subtil, E. L., Mierzwa J. C., Hespanhol I., Rodrigues R. (2016) Potencial de reúso de água na lavagem de caminhões utilizando Contator Biológico Rotativo. *Revista Ambiente e Agua*, **11**(16), 851–866.
- Vilar, V. J. P., Capelo S. M. S., Silva T. F. C. V., Boaventura R. A. R. (2011) Solar photo-Fenton as a pre-oxidation step for biological treatment of landfill leachate in a pilot plant with CPCs. *Catalysis Today*, **161**(7), 228–234.
- Villa, R. D., Silva, M. R. A., Nogueira, R. F. P. (2007). Potencial de aplicação do processo foto-Fenton/solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios. *Química Nova*, **30**(5), 1799–1803.
- Walker, I. C., Dassan, K. R. F. O. (2015). Determinação da matéria orgânica através de varredura espectral (UV) Coxim-MS. Acesso em 28 de Março de 2017, disponível em: [http://morhis.sites.ufms.br/files/2016/10/Pibic\\_Ingrid\\_DETERMINAÇÃO-DA-MATÉRIA-ORGÂNICA-ATRAVÉS-DE-VARREDURA-ESPECTRAL-UV-COXIM-MS-Final-2016.pdf](http://morhis.sites.ufms.br/files/2016/10/Pibic_Ingrid_DETERMINAÇÃO-DA-MATÉRIA-ORGÂNICA-ATRAVÉS-DE-VARREDURA-ESPECTRAL-UV-COXIM-MS-Final-2016.pdf)
- Zazo, J. A., Pliego G., García-Muñoz P., Casas J. A., Rodríguez J. J. (2016) UV-LED assisted catalytic wet peroxide oxidation with a Fe (II)-Fe (III)/ activated carbon catalyst. *Applied Catalysis B: Environmental*, **192**(7), 350–356.



# REVISTA AIDIS

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

## INVESTIGAÇÃO DA CONDIÇÃO TRÓFICA DO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA BOLONHA

\* Izabelle Ferreira de Oliveira<sup>1</sup>  
Luiza Carla Girard Mendes Teixeira<sup>1</sup>  
Neyson Martins Mendonça<sup>1</sup>

### INVESTIGATION OF THE TROPICAL CONDITION OF THE BOLONHA WATER SUPPLY RESERVOIR

Recibido el 25 de octubre de 2018; Aceptado el 12 de enero de 2021

#### Abstract

*The problems related to water quality involve a very broad spectrum in the determination of human activities that have been causing a series of impacts on the quality of this element, with emphasis on the water euphoria. Due to the excessive supply of nutrients mainly from agricultural activities of the discharge of effluents, changes in the water regime, pollution by heavy metals and pesticides. This study focused on water monitoring in order to evaluate the Trophic State Index of the Bologna reservoir in the municipality of Belém-PA, based on the quantification of the variables total phosphorus and transparency over the rainy and less rainy period, which allowed the classification of the Bologna reservoir as an eutrophic environment, both in the rainy and less rainy periods of the year 2017.*

**Keywords:** *Bolonha, phosphor, Trophic State Index.*

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Belém, Brasil.

\* *Autor correspondiente:* Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LAESA), Universidad Federal de Pará. Augusto Corrêa, 01, Guamá, Campus Belém. Belém, Pará, Brasil. CEP 66075-110. E-mail: [iza\\_belemm@hotmail.com](mailto:iza_belemm@hotmail.com)



## Resumo

Os problemas relativos à qualidade da água envolvem um espectro bastante amplo na determinação das atividades humanas que vêm ocasionando uma série de impactos à qualidade deste elemento, com destaque para a eutrofização das águas. Devido ao aporte excessivo de nutrientes provenientes principalmente de atividades agropecuárias do despejo de efluentes, das alterações no regime hídrico, da poluição por metais pesados e de agrotóxicos. Este estudo concentrou-se no monitoramento de água como objetivo avaliar o Índice Estado Trófico do reservatório Bolonha no município de Belém-PA, a partir da quantificação das variáveis fósforo total e transparência ao longo do período chuvoso e menos chuvoso, o que permitiu a classificação do reservatório Bolonha como um ambiente eutrófico, tanto no período chuvoso quanto no menos chuvoso do ano de 2017.

**Palavras chave:** Bolonha, fósforo, Índice de estado trófico.

---

## Introdução

Há diversas formas de se monitorar um manancial e para isso diversos parâmetros podem ser utilizados para avaliar a qualidade da água, um indicador da qualidade da água e eutrofização (Esteves,1998). De acordo com Esteves (1998) a eutrofização representa o aumento da concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio aos corpos hídricos, que favorecem a floração exacerbada de organismos fotossintéticos, elevando assim a produtividade do meio e acarretando na redução da qualidade da água. Segundo Mota (2006) a eutrofização pode levar a alteração no sabor, no odor, na turbidez, na cor e a redução do oxigênio dissolvido provocando a mortandade dos peixes principalmente em corpos lânticos.

Dentre as formas para se ter conhecimento sobre o grau de trófia existente em um determinado ecossistema, tem-se a determinação do Índice de Estado Trófico (IET), que foi desenvolvido por Carlson em 1977 para ambientes de clima temperado (Fia *et al.*,2009). Para mensuração do grau de trófia em ambientes aquáticos de clima tropical, Toledo Jr, no ano de 1983, adaptou o índice proposto por Carlson voltando para ambientes lânticos, e em 2004 Lamparelli modificou o índice para ser aplicado para ambientes lóticos (Fia *et al.*, 2009). Determinar o IET é de fundamental importância para avalia à qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes (Silveira, 2011).

Os problemas relativos à qualidade da água envolvem um espectro bastante amplo na determinação das atividades humanas que vêm ocasionando uma série de impactos à qualidade deste elemento, com destaque para a eutrofização das águas devido ao aporte excessivo de nutrientes provenientes principalmente de atividades agropecuárias (Monteagudo *et al.*, 2012; Pedrazzi *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2013); do despejo de efluentes (Thevenon *et al.*, 2011; Lawal *et al.*, 2013); das alterações no regime hídrico (Costigan e Daniels, 2012); da poluição por metais pesados (Thevenon *et al.*, 2011; Medeiros *et al.*, 2013); e de agrotóxicos (Moreira *et al.*, 2012). Todas essas ações antropogênicas geram impactos que se agravam, em decorrência do efeito acumulativo gerado pelo crescimento populacional desordenado e pela falta de planejamento

nas cidades, tornando-se constante ameaça aos mananciais de abastecimento (Beghelhi et al., 2015).

Na Região Metropolitana de Belém-PA Brasil, os reservatórios Água Preta e Bolonha são os principais mananciais de abastecimento de águas superficiais (Silva,2010). Encontram-se dentro da Área de Proteção Ambiental do Parque Estadual do Utinga. Ao longo dos anos o crescimento desordenado ao redor do parque vem influenciando diretamente na qualidade da água dos reservatórios. A verificável falta de infraestrutura, de serviços de coleta, de transporte e de tratamento de esgotos ocasionaram o lançamento inadequado de resíduos nos reservatório. Com o descarte, verificou-se a deterioração da qualidade da água de ambos os reservatórios, devido ao excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo, resultando no processo de eutrofização dos reservatórios (Silva, 2010).

Nesse sentido, esta pesquisa propõe o monitoramento do reservatório Bolonha, com foco na obtenção do IET ao longo do período chuvoso e menos chuvoso do ano 2017, para assim identificar em qual período a eutrofização é mais elevada e quais são os fatores que contribuem para o seu aumento.

## Materiais e métodos

### Área de estudo

A pesquisa foi realizada no reservatório de abastecimento de água do Bolonha, situado no Parque Estadual do Utinga (PEUT), que fica na Avenida João Paulo II, s/n - Curió Utinga, no município de Belém-PA, Brasil. Na Figura 1 é apresentada a localização geográfica do reservatório Bolonha.

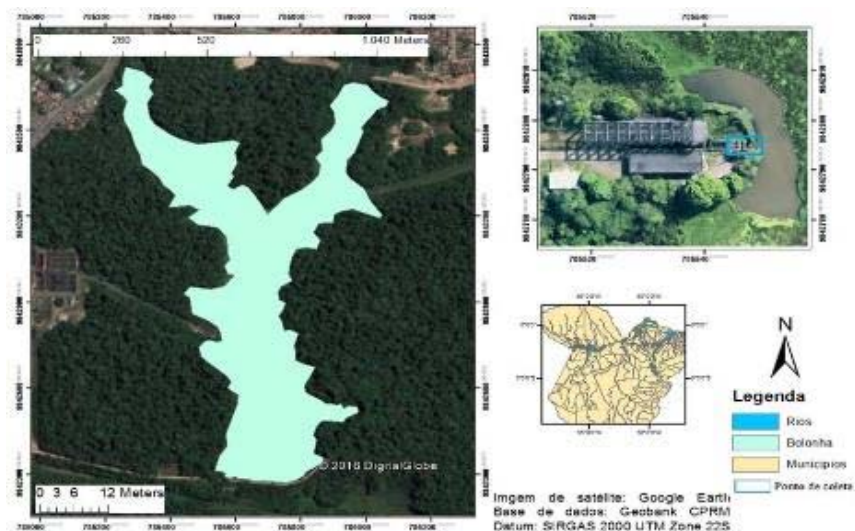


Figura 1. Mapa de Localização geográfica do reservatório Bolonha-Belém-PA.

O reservatório Bolonha apresenta forma alongada, aproximadamente 577.127 m<sup>2</sup> de área e 1,954. 000 m<sup>3</sup> de volume d'água. Sua profundidade máxima está em torno de 7,64 m (Sodré, 2007).

### Coleta

A coleta e análise das amostras foram realizadas entre os meses de abril e junho no ano de 2017, compreendendo os períodos chuvoso e menos chuvoso. As coletas foram feitas em um intervalo de quinze (15) minutos, abrangendo o período de 08:00 h às 17:00h.

Foram realizadas no total oito (08) campanhas, divididas em quatro (04) campanhas referentes ao período chuvoso e quatro (04) para o período menos chuvoso. O monitoramento ocorreu no período de nove (09) horas compreendendo trinta e seis (36) coletas diárias. A amostragem para determinação das variáveis físico-químicas no ponto de coleta foi do tipo simples, por meio da técnica de imersão do frasco numa profundidade máxima de 30 cm da coluna d'água (Cetesb, 2010).

### Enguadramento para obtenção de IET

Para a classificação dos IET's, foram adotadas as metodologias propostas por Carlson (1977) e Toledo Jr. et al. (1983), de acordo com as equações, 1, 2, 3 e Quadro 1.

$$IET (PT)=14.42 \times \ln (PT)+4.15$$

**Equação (1)**

$$IET (DS)=60-14.41 \ln (DS)$$

**Equação (2)**

$$IET (PT)= 14.43 \times \ln (PT) - 3.28$$

**Equação (3)**

Onde:

PT: concentração de fósforo total medida na superfície da água (µg/L).

DS: Profundidade do disco de secchi (m)

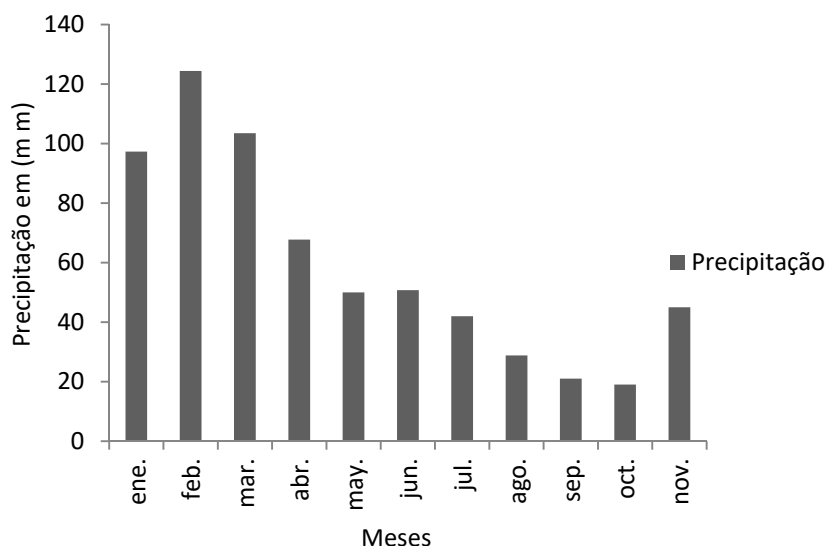
**Quadro 1.** Equivalência do IET para as medidas das variáveis de PT, e transparência em reservatórios segundo Carlson (1977) e Toledo Jr. et al. (1983).

	Estado trófico	IET Total	Fósforo Total (µg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila "a" (µg.L <sup>-1</sup> )	Transparência (m)
Carlson (1977)	Oligotrófico	≤ 40	≤ 12	<2.6	>4.0
	Mesotrófico	40 < IET ≤ 55	≤ 12 < FT ≤ 18	≤ 2,6 < CL ≤ 12.75	≤ 4.0 < S ≤ 1.5
	Eutrófico	IET > 55	> 18	> 12.75	< 1.5
Toledo Jr(1983)	Ultraoligotrófico	IET ≤ 24	≤ 6.0	≤ 0.51	≥ 7.8
	Oligotrófico	24 < IET ≤ 44	7.0 a 26	0.52 – 3.81	7.7 – 2.0
	Mesotrófico	44 < IET ≤ 54	27 a 52	3.82 – 10.34	1.9 – 1.0
	Eutrófico	54 < IET ≤ 74	53 a 211	10.35 – 76.06	0.9 – 0.3
	Hipereutrófico	IET > 74	> 211	> 76.06	< 0.3

A classificação da água do reservatório Bolonha deu-se por meio da determinação do grau de trófia utilizando o IET de Carlson (1977) e também o método de Toledo Jr (1983) para IET-DS e IET-P o que permitiu classificar o reservatório Bolonha em diferentes graus de trófia.

#### Avaliação da sazonalidade climática de Belém-PA.

Para efeito de comparação das variáveis nos diferentes períodos chuvoso e menos chuvoso, considerou-se a sazonalidade do município de Belém, conforme descrito por Menezes (2013), onde o período menos chuvoso contempla os meses de junho a novembro e o período chuvoso, os meses de dezembro a maio. A Figura 2 mostra esse mesmo comportamento para o ano de 2017 (período de realização da pesquisa).



**Figura 2:** Hidrograma dos níveis de precipitação de Belém-PA

Tucci (2004) afirma que a precipitação pode influenciar os diversos parâmetros de qualidade da água, em reservatório na evolução ou diminuição da poluição da água. Por esse motivo, a diferenciação quanto à sazonalidade climática da região da grande Belém foi levada em consideração, uma vez que, as alterações no decorrer do ano podem imprimir modificações na qualidade da água.

#### Tratamento estatístico

O presente trabalho aplicou a estatística descritiva e analítica nos dados obtidos em campo e laboratório. Essas ferramentas são de fundamental importância para explicar o que de fato representam os resultados das variáveis, e se elas sofrem grandes mudanças nos períodos chuvoso e menos chuvoso do reservatório Bolonha.

Na estatística descritiva, foram determinados, os valores médios, máximos, mínimos, desvio padrão e coeficiente de variação. Na estatística analítica foi aplicado o teste de hipótese para avaliar a qualidade da água do reservatório Bolonha nos períodos chuvoso e menos chuvoso.

As análises das séries temporais foram realizadas conjuntamente nos dois períodos (chuvoso e menos chuvoso) para os dados obtidos para IET's, com avaliação individual para cada período.

Foram utilizados gráficos de controle para analisar as tendências e padrões das formas de fósforo presente na água, além de monitorar o IET, e indicando sua faixa de variação para o reservatório Bolonha ao longo do tempo.

Foram utilizadas algumas ferramentas estatísticas, como o software Minitab 17 para a aplicação da estatística descritiva, e para as análises multivariada e construção dos gráficos.

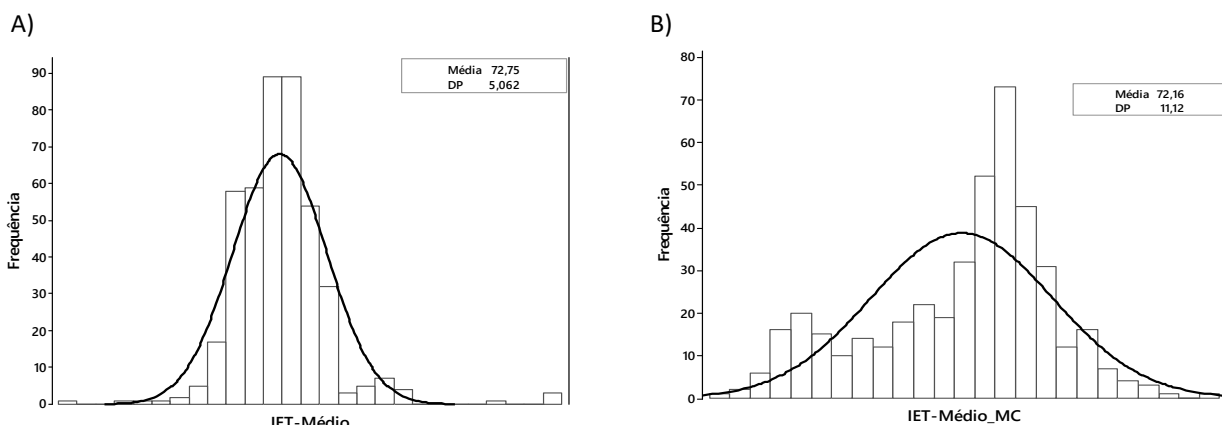
## Resultados e discussões

Os IET's calculados para a água superficial do reservatório Bolonha estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Estatística descritiva para os dados IET para período chuvoso e menos chuvoso

Período chuvoso_2017							
Media Geral	PT	DS	IET-P <sub>C</sub>	IET-P <sub>T</sub>	IET-DS	IET-Médio	Nível de trófia
	(µg/L)	(m)					mg P/L
N	144	144	144	144	144	144	144
MÁXIMO	1445	2	102	109	64	85	4.3
MÉDIA	241	1	74	81	58	70	0.50
MÍNIMO	41	1	50	58	53	58	0.1
DP	199.6	0.2	6.7	6.7	2.1	3.4	0.4
CV (%)	829	146	90	82	35	48	824.8
Período menos chuvoso_2017							
Media Geral	PT	DS	IET-P <sub>C</sub>	IET-P <sub>T</sub>	IET-DS	IET-Médio	Nível de trófia
	(µg/L)	(m)					mg P/L
N	144	144	144	144	144	144	144
MÁXIMO	1513	1	102	76	64	67	26.3
MÉDIA	332	1	76	62	59	56	1.0
MÍNIMO	24	1	43	4	56	22	0.1
DP	232	0	13	14	2	13	2.5
CV (%)	697	104	170	220	27	233	2577.3

Através dos hidrogramas na Figura 3 pode-se observar o comportamento temporal do IET no reservatório Bolonha durante o período chuvoso e menos chuvoso. Quanto ao desvio padrão, os valores obtidos mostram-se mais elevados no período menos chuvoso, onde teve seu estado trófico oscilando de eutrófico e hipereutrófico. Já o enquadramento do período chuvoso, também é eutrófico e hipereutrófico.



**Figura 3.** Hidrograma médio do IET para o a) período chuvoso e b) menos chuvoso.

O enquadramento do reservatório Bolonha se deu da seguinte forma: no período chuvoso 72% dos dados determinados foram eutróficos e 28% hipereutrófico; e no período menos chuvoso 41% dos dados se enquadram como hipereutrófico e 59% eutrófico. O IET médio obteve uma variação de 70 para o período chuvoso e 56 para o menos chuvoso. Os resultados das médias do IET permitiram classificar o reservatório Bolonha como um ambiente eutrófico, tanto no período chuvoso quanto no menos chuvoso.

O IET-PTT permitiu classificar o reservatório Bolonha como um ambiente que oscila entre hipereutrófico e eutrófico. Para período chuvoso o valor foi de 81, e para o período menos chuvoso o valor detectado foi de 62. Já a classificação do IET-PTC para o período chuvoso, foi de 74 e para o período menos chuvoso o valor foi de 76, classificando o reservatório como eutrófico para ambos os períodos.

Para o período chuvoso o IET classificou as águas do reservatório como eutrófico e hipereutrófico. Este resultado pode ser influenciado por existir um maior carreamento de sedimentos para o reservatório neste período. Para o período menos chuvoso, o IET classificou o reservatório como eutrófico, podendo ser verificado que o reservatório passa por um elevado enriquecimento de nutrientes, uma vez que para todos os campos a classe eutrófica aparece.

Essa mesma classificação foi obtida por Santos et al. (2014) para o reservatório Água Preta, enquadrando-se como eutrófico; o menor valor encontrado foi de 54.95, em abril e o maior valor foi de 62.25 em junho. Em semelhante situação, Gonçalves et al. (2015) classificaram os reservatórios Água Preta e Bolonha como hipereutrófico.

Esta classificação indica que as águas do reservatório estão passando para uma produção de nutrientes elevada, podendo vir a causar possíveis implicações para a qualidade da água.

Vale ressaltar que estudo desenvolvido Gonçalves et al. (2015) mostra que a bacia hidrográfica dos reservatórios Bolonha e Água Preta possui uma área urbana que somada à área desmatada equivale a 43% da área total da bacia, isso expõe que a microbacia hidrográfica tem sofrido grande pressão antrópica.

O reservatório Bolonha é margeado em grande parte por uma vegetação com árvores de grande e médio porte características da região amazônica, porém como o reservatório está inserido na região metropolitana de Belém, sofre com a retirada da cobertura vegetal e ocupação residencial, a qual aumenta o escoamento superficial e o carreamento de sedimentos e despejo de resíduos por parte das comunidades residentes nas proximidades do reservatório Bolonha respectivamente, o que contribuindo para aceleração do processo de eutrofização (ARAÚJO, 2015).

Na região semiárida, a alteração nos valores de IET-P é facilmente detectável em virtude das condições climáticas. No período de estiagem há, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes; essa condição é propícia à penetração de luz na água. É comum observar que um incremento do processo após o período chuvoso se mostra menos intenso.

Farage et al. (2010), Freitas et al. (2011), Mendonça Jr. (2014) e Paiva et al. (2016) encontraram níveis de IET semelhantes e/ou superiores ao encontrado nesta pesquisa, com variações entre 35 a 80, permanecendo entre as faixas de classificação eutrófico e hipereutrófico.

Quanto aos valores obtidos para o IET-DS, os mesmos apresentaram-se homogêneos. Para o período chuvoso encontrou-se valor de 58 e no período menos chuvoso o valor foi de 59, classificando o ambiente como eutrófico.

Ribeiro Filho et al. (2011) estabelecem que a transparência da água influencia fortemente o estado trófico do habitat aquático, a penetração da luz determina o desenvolvimento de fitoplâncton e, como consequência, tem-se um enriquecimento no reservatório.

O controle de nutrientes em lagos e reservatórios necessitam de uso de boas práticas de manejo e uso dos solos da bacia, para obter redução de carga de nutrientes através do tratamento dos efluentes industriais e domésticos (Salas Martino, 1991).

Em São Paulo, verificou-se no reservatório Ilha da Solteira que o IET variou entre oligotrófico e mesotrófico. Enquanto o reservatório de Barra Bonita, a classificação foi hipereutrófico. O estuário Lagoa dos Patos no Rio Grande Sul, obteve grau de trófia hipertrófico (Garcia et al., 2007, Bruzelle et al., 2012, Baumgarten, Paixão, 2013).

Para a qualidade das águas no que concerne os efeitos dos esgotos, de acordo com a classificação da Agencia Nacional da Água (ANA), foi possível avaliar o impacto no nível de trófia (NT) do reservatório Bolonha.

O Nível de trófia (NT) para os períodos chuvoso e menos chuvoso apresentaram valores médios de 0,50 mg.P/L e 1,0 mg.P/L respectivamente. Em ambos os períodos, os valores demonstraram-se acima do valor limitante de referencia para eutrofização, que é 0,025 mg.P/L, definidos pela ANA em 2004.

No período menos chuvoso, foram encontrados os maiores valores de NT. Os mesmo apresentaram-se bastante acima do limite determinado, variando 0,73 mg.P/L a 1,51 mg.P/L. Esses dados permitiram, identificar a grande influência da área urbana e das áreas desmatadas do reservatório Bolonha, mostrando a fragilidade da manutenção da qualidade da água do reservatório.

A partir dos resultados dos índices gerais obtidos para a variável PT e para a transparência (DS), foi possível elaborar os gráficos de serie temporais Figura 4. Ao analisar os gráficos de serie temporal aplicado aos IET'S de PT e DS, pode-se, através do monitoramento temporal, observar que as variações ocorreram no decorrer do período chuvoso e menos chuvoso. Nos períodos analisados, o IET-PT registrou maiores valores classificando o reservatório Bolonha como um ambiente heterogêneo que oscila entre eutrófico e hipereutrófico respectivamente.

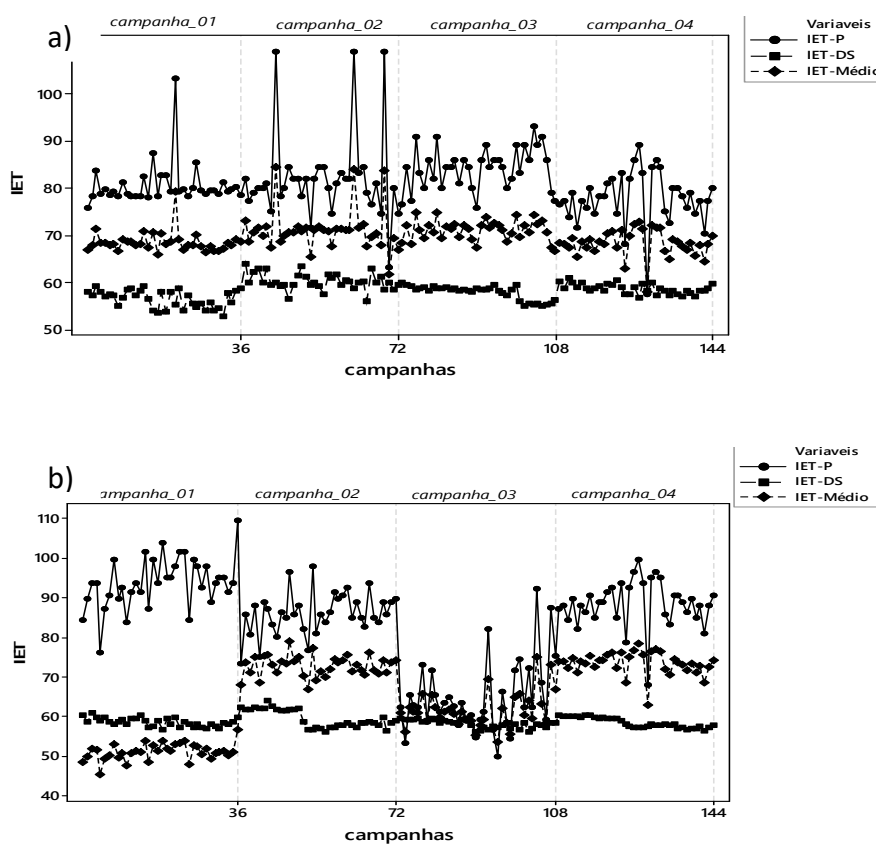
A análise comparativa dos resultados do IET-PT e IET-DS revelam, para os dois índices utilizados, que existem momentos em que a classificação através do índice do fósforo classifica o ambiente em classe superior obtida através da concentração da transparência.

De acordo com a classificação de estado trófico da ANA, observa-se nos gráficos de serie temporal que ambos os índices encontram-se acima do valor de IET de 47, atribuindo a corpo d'água oligotrófico, o qual na classificação trófica é um ambiente não impactado.



No período chuvoso, o gráfico de serie temporal indica que o IET-PT apresenta flutuações que não são regulares nas campanhas 01 e 02. A partir das análises dos dados obtidos através do monitoramento, foi possível a verificação de picos na concentração de fósforo, no reservatório Bolonha. A elevação dessa concentração deu-se em função da liberação deste elemento na coluna d'água, em virtude da recirculação do mesmo no ambiente, sendo perceptível em decorrência do monitoramento temporal. Já o IET-DS demonstra-se homogêneo apresentando poucas oscilações.

No período menos chuvoso, os gráficos indicam que o IET não apresenta uma normalidade. Há varias oscilações em ambos os índices. Nota-se que a presença de fósforo é mais expressiva em decorrência da pressão antrópica, qe causam alto aporte de fósforo na água. Nota-se que, no decorrer do monitoramento temporal, há uma similaridade entre as campanhas 01 e 02, as quais pode se observar as variações mais elevadas do fósforo ao longo do monitoramento no período menos chuvoso.



**Figura 4.** Gráficos de serie temporal para IET do período chuvoso e menos chuvoso. a) Período chuvoso; b) Período menos chuvoso.

Com base nos dados de IET juntamente com os gráficos de serie temporal pode-se imprimir uma representatividade do comportamento da eutrofização no reservatório Bolonha, sendo possível verificar seu comportamento ao longo da sazonalidade da região metropolitana de Belém e, assim, identificando o comportamento da eutrofização em ambos os períodos, notando uma presença mais marcante no período menos chuvoso.

Com base nos dados, o IET é heterogêneo. Foi possível observar que o ambiente do reservatório Bolonha tem um elevado grau de eutrofização, sendo possível também observar alguns picos nos gráficos de controle (Figuras 5 e 6) referentes às campanhas dos períodos chuvoso e menos chuvoso.

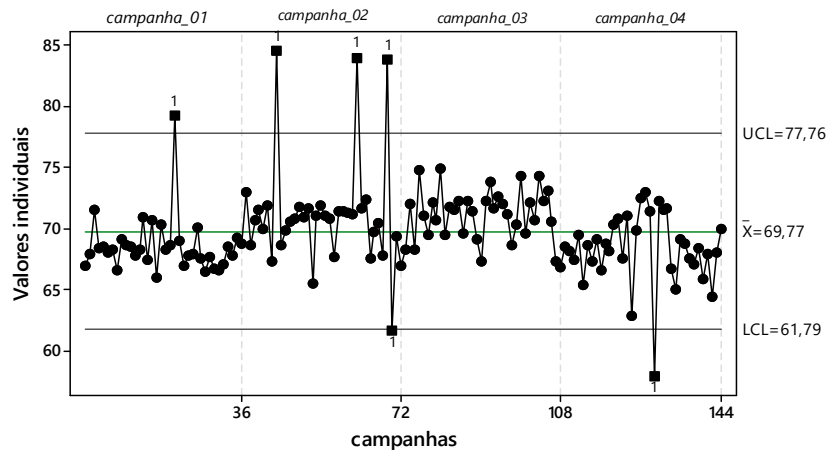


Figura 5. Gráfico de controle para IET para período chuvoso.

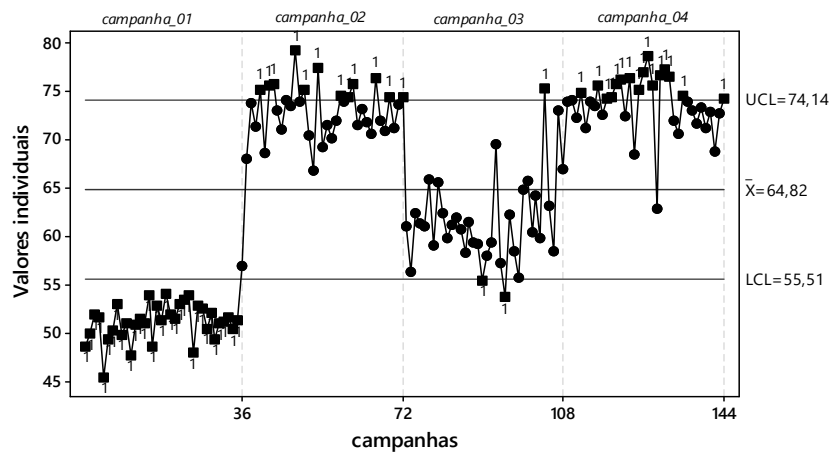


Figura 6. Gráfico de controle para IET para período menos chuvoso.

Conforme a classificação do IET, a água do reservatório é eutrófica e hipereutrófica para o período chuvoso, destacando a campanha 02 que demonstra alguns picos fora de controle, reportados através do monitoramento temporal, onde foi possível observar picos acima do limite, o que provavelmente pode ser atribuído ao valor de fósforo detectado no ambiente.

Para o período menos chuvoso, a campanha 01 foi a que apresentou maior número de representatividade acima do controle, referente ao IET-PT. Foram detectadas essas observações pelo fato das concentrações de fósforo terem apresentado maiores valores a serem perceptíveis durante o monitoramento.

Foi possível observar no gráfico de controle que o IET, apresentou-se acima do limite de controle principalmente no período menos chuvoso. Com base nisto pode-se observar que o reservatório deve estar sofrendo influência direta com descarga de esgotos e outros poluentes.

Vale resaltar que algumas medidas mitigadoras devem ser aplicadas para que a eutrofização do reservatório Bolonha, não evolua ainda mais, como manter o monitoramento aumentando os pontos de coleta por longos períodos para que se possa observar tendência de qualidade da água, detalhar o nível dos nutrientes, considerando as entradas de esgotos (doméstico e industrial) que são lançadas diretamente no reservatório e por fim realizar campanhas de qualidade da água para verificar o tempo de vida útil do reservatório em relação ao assoreamento.

Os índices desenvolvidos por Carlson e Toledo Jr, foram escolhidos, uma vez que esses índices são amplamente utilizado e abrange os três parâmetros: a transparência da água, clorofila "a" e a concentração do fósforo total. Trata-se de uma forma simples de analisar o IET e se adequa as condições do reservatório Bolonha, pois oferecem várias vantagens em função da utilização de parâmetros de fácil determinação e baixo custo, além de facilitar no repasse das informações qualitativas ao público mais leigo.

Vale ressaltar que medidas precisam ser realizadas para uma possível melhora na qualidade da água do reservatório, como a implementação e expansão da rede coletora de esgoto, coleta seletiva adequada para evitar a deposição inadequada de resíduos sólidos dentro dos limites do parque, o que possivelmente diminuiria a contaminação dos córregos que desembocando nos mananciais

### Conclusões

Através da obtenção do IET, foi possível enquadrar o reservatório Bolonha como ambiente eutrófico e hipereutrófico. O IET-PTT permitiu classificar o reservatório Bolonha como um ambiente que oscila entre hipereutrófico e eutrófico. Para o período chuvoso, o valor foi de 81;

para o período menos chuvoso valor detectado foi de 62. Já a classificação do IET-PTC para o período chuvoso o valor foi de 74 e para o período menos chuvoso o valor foi de 76, classificando o reservatório como eutrófico para ambos os períodos.

Quanto aos valores obtidos para o IET-DS, os mesmos apresentaram-se homogêneos. Para o período chuvoso encontrou-se valor de 58 e no período menos chuvoso o valor foi de 59, classificando o ambiente como eutrófico.

Ressalta-se que tais valores devem se ao resultado obtido em ambos os períodos e que, por sua vez, já vem sofrendo influência antrópicas através da expansão urbana nas proximidades.

## Referências

- Araújo Júnior, A. C. R. (2015) Indicadores de qualidade ambiental no lago Bolonha, Parque Estadual do Utinga, Belém-Pará, *Boletim Gaúcho de Geografia*, **42**(1), 276-299.
- Baumgarten, M. G. Z., Paixão, B. E. G. (2013) Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da lagoa dos patos (RS), *Revista Atlântica*, **32**(1), 5-22.
- Buzelli, G. M., Cunha-santino, M. B. (2013) Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de barra bonita, SP. *Revista Ambiente & Agua - An interdisciplinary journal of applied science*, **8**(1), 186- 205.
- Beghelli, F. G. S., Carvalho, M. E. K., Peche Filho, A., Machado, F. H., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M. L. M., Ribeiro, A. I., Medeiros, G. A. (2015) Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na Bacia do Rio Jundiá-Mirim – SP, *Revista Brasileira de Ciência e Tecnologia Aquática*, **19**(1), 13-22.
- Carlson, R. E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnological Research Center, University of Minnesota, Revista Limnology and oceanography*. **22**(2), 361-369.
- CETESB, Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo (2017) *Guia nacional de coleta e preservação de amostras*. Acesso em: 02 de out. de 2017, disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/guia-nacional-coleta-2012.pdf>
- Costigan, K. H., Daniels, M. D. (2012) Damming the Prairie: Human alteration of Great Plains river regimes, *Journal of Hydrology*, **12**, 12-20.
- Esteves, F. A. (1998) Fundamentos de limnologia. ( 2) ed. Rio de janeiro: Interciência.
- Farage, J. de A. P., Matos, A. T. de M., Silva. D. D., Borges, A. C. (2010) Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio pomba. *Revista de engenharia na agricultura, viçosa - MG*, **18**(4), 322-329.
- Fia, R., Matos T. A., Coradi, P. C., Ramirez, O. P. (2009) Estado trófico da água na bacia hidrográfica da lagoa mirim, R.S., Brasil. *Revista Ambiente e Água*, **4**(1), 132-141.
- Freitas, F. R. S., Righetto, A. M., Attayde, J. L., (2011) Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. *Revista o ecologia Australis*, **15**, 655-665.
- Garcia, C. Z., Garcia, D. C. O., Leite, M. A., (2007) Comparação entre dois índices de estado trófico para o reservatório de ilha solteira.
- Gonçalves, E. D., Santos, M. L., Soares, J. A., Souza, H. N., Mourão, F. V., Castro, K. F. (2015) Aplicação do sistema de informação geográfica na microbacia dos lagos Bolonha e Água Preta (PA). *Boletim técnico científico do ceonor tropical journal of fisheries and aquatic sciences*, **15**(1), 43-50.
- Lawal, M. O., Samuel, O. B., Moge kwu, T. O., Bolaji, D. A. (2013) Toxicity of two households liquid soaps on *Poecilia reticulata* Peters 1859, **17**(1) 35-41.

- Monteagudo, L., Moreno, J. L., Picazo, F. (2012) River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Journal of Water Research*, **46**, 2759–2771.
- Medeiros, G. A., Tresmondi, A.C.C., Queiroz, B.P.V., Melo, C.A., Rosa, A.H., Negro, C.V., Fraceto, L.F., Ribeiro, A. I. (2013) Evaluation of metals in water and sediments of micro-basins in the city of Americana, São Paulo state, Brazil, *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, **172**,201-212.
- Moreira, J. C., Peres, F., Simões, A. C., Pignati, W. A., Dores, E. C., Vieira, S. N., Strüssmann, C., Mott, T. (2012) Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Revista Ciência saúde coletiva*, **17**, 1557-1568.
- Mendonça, JR. R. J. (2014) Os reservatórios eutrofizados da região tropical semiárida atuam como emissores ou como sequestradores de dióxido de carbono. *Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em engenharia sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte*, Rio Grande do Norte-RN, 1-37 .
- Mota, S. (2006) Introdução à engenharia ambiental. **4**, 388. *Rio de janeiro: Abes*.
- Naval, L. P., Silva, C. D. F. E., Souza, M. A. A. ( 2003) Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETM) no reservatório da Uhe Luís Eduardo Magalhães., In:XXIX Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental,2004, San Juan.
- Paiva, R. L., Oliveira, S. M. G. T., C. M. B., Andrade, E. M., Lopes,F. B. (2016) Índice do estado trófico no reservatório Caxitoré, Ceará, *Revista encontros universitariosda ufc*, **1(1)** 5490-5496.
- Pedrazzi, F. J. M., Conceição, F. T., Sardinha, D. S., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M. (2013) Spatial and Temporal Quality of Water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. *Journal of Water Resource and Protection*, **5**, 64-71.
- Ribeiro Filho, R. A. A., Petrere Junior, M. B, C., Benassi, S. F. D., Pereira, J. M. A. A., (2011) Itaipu reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **71(4)**, 889-902.
- Santos. M. L. S., Bordalo,A. O., Perreira, J. A. R., Chira.,P. A., Alves, I. C. C., Sodr , S. S. V.,(2013) Influência da expansão urbana na qualidade da água em reservatório da região amazônica Belém, Para. *bol. t c. cient. cepnor*, **13(1)**, 15 – 22.
- Silveira. C., Rosa, L., Mees, J. B. R., Bortoli, M. M. (2011) Determina o do  ndice de estado tr fico de um manancial receptor de efluente de esta o de tratamento de esgoto. *II Congresso brasileiro de gestão*,UNOPAR - Campus Piza- Londrina-PR,1-4.
- Silva, J. P. (2010) *Avalia o da qualidade da água superficial utilizada no sistema de abastecimento público do município de Belém (PA). Disserta o de mestrado.Programa de p s gradua o em engenharia civil, Universidade Federal do Pará*, 1-84.
- Sodr , S. do S. V. (2007) Hidroquímica dos lagos Bolonha e  gua Preta, mananciais de Belém-pará. *Disserta o de mestrado. Programa de p s-gradua o em ciências ambientais. Universidade Federal do Pará*.
- Smith, A.P., Western, A. W., Hannah, M. C., (2013) Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, **476**, 1–12.
- Thevenon, F., Graham, N. D., Herbez, A., Wildi, W., Pot , J. (2011) Spatio-temporal distribution of organic and inorganic pollutants from Lake Geneva (Switzerland) reveals strong interacting effects of sewage treatment plant and eutrophication on microbial abundance. *Journal of Chemosphere*, **84**,609–617.
- Toledo, JR., Talarico, A. P., Chinez, M., Agudo, S. J., E. G. (1983) A aplica o de modelos simplificados para a avalia o de processo de eutrofiza o em lagos e reservatórios tropicais, *Science open*, 34.



# REVISTA AIDIS

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

## A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO E SUAS INFLUÊNCIAS HIDROCLIMÁTICAS NO MUNICÍPIO DE PARAGOMINAS-PA

\* David Figueiredo Ferreira Filho<sup>1</sup>  
Paulo Eduardo Silva Bezerra<sup>1</sup>  
Francisco Carlos Lira Pessoa<sup>1</sup>

## THE DYNAMICS OF VEGETATION AND THEIR HYDROCLIMATIC INFLUENCES IN COUNTY OF PARAGOMINAS-PA

Recibido el 30 de mayo de 2019; Aceptado el 12 de enero de 2021

### Abstract

*Using remote sensing and geoprocessing techniques that provide opportunities to map the changes in large-scale vegetation coverage caused by the advancement of land use, we sought to correlate precipitation data with the advance of vegetation cover change, using data from (NDVI) and soil surface temperature (TST) with the aid of Landsat satellite images in 1987, 1997, 2007 and 2017 in Paragominas, Pará State, Brazil. A non-parametric test of Mann-Kendall, Spearman and Sen's was used to correlate with the changes in the areas. The results showed that changes in vegetation cover resulted in hydrological, climatological influences, variations in the index of reflectivity (Albedo) and an increase in the average surface temperature in the municipality, condemning the practice of the advance to the degradation of vegetation. Therefore, the deforestation of vegetation was evidenced by the agricultural practices and human occupations in the region, emphasizing that although the municipality has been titled "green municipality", it needs more in-depth studies on the subject matter that the change of vegetal cover causes in the region.*

**Keywords:** precipitation, surface temperature, Vegetable Cover Index (NDVI).

<sup>1</sup> Instituto de Tecnologia – ITEC, Universidade Federal do Pará – UFPA, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Instituto de Tecnologia – ITEC, Universidade Federal do Pará – UFPA, Avenida Augusto Corrêa, n. 01 - Guamá, Belém, Pará. CEP- 66074-100. Brasil. Email: [davydferreira@gmail.com](mailto:davydferreira@gmail.com)

## Resumo

Utilizando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, as quais proporcionam oportunidades para mapear as mudanças na cobertura vegetal em grande escala ocasionadas pelo avanço do uso do solo, buscou-se nesta perspectiva, correlacionar dados de precipitação com o avanço da mudança da cobertura vegetal, utilizando dados de estações pluviométricas de 30 anos, fornecidas pela Agência Nacional de Águas - ANA, o índice de vegetação (NDVI) e a temperatura da superfície do terreno (TST) com o auxílio das imagens do satélite Landsat nos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017 no município de Paragominas, estado do Pará. Realizou-se também um estudo de tendência de precipitação por meio dos testes não paramétricos de Mann-Kendall, Spearman e Sen's, para correlacionar com as mudanças nas áreas. Os resultados mostraram que as alterações da cobertura vegetal resultaram em influências hidrológicas, climatológicas, variações no índice de refletividade (Albedo) e em um aumento da temperatura média da superfície no município, condenando a prática do avanço à degradação das vegetações. Portanto, a remoção da cobertura vegetal ficou evidenciada devida às práticas agropecuárias e ocupações humanas na região, ressaltando que apesar de o município ter sido intitulado de "município verde", o mesmo necessita de estudos mais aprofundados acerca da temática a qual a mudança da cobertura vegetal ocasiona na região.

**Palavras chave:** precipitação, temperatura de superfície, Índice de Cobertura Vegetal (NDVI).

## Introdução

A floresta Amazônica tem um papel fundamental na manutenção do clima, tanto em escala regional quanto em escala global, influenciando diretamente na emissão ou retenção de carbono e no fornecimento de vapor d'água para a atmosfera (Artaxo *et al.*, 2014).

Apesar das grandes contribuições que a mesma traz, parte de sua cobertura natural tem sido removida para exploração de atividades como madeiras, agricultura extensiva, pecuária (Fearnside, 2003, Domingues *et. al.*, 2012) e também nas substituições de floresta nativa para plantio de soja, eucalipto e outros, específico no município de Paragominas-PA. De acordo com o projeto Programa de Desmatamento – PRODES do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE entre 1988 a 2013, a Amazônia Legal foi desmatada cerca de 402 mil km<sup>2</sup> (INPE, 2015). Contudo, cerca de 92% do desmatamento realizado neste período ocorreu entre 1988 a 2008, com expressiva redução entre 2009 e 2013, através do programa de municípios verdes na cidade.

Variáveis como albedo, que é o coeficiente de reflexão, temperatura e saldo de radiação (Rn) são diretamente afetados pelas mudanças na cobertura vegetal, principalmente quando efetuados em larga escala (Pavão *et al.*, 2014, 2015, 2016). Desta forma quanto maior a biomassa, a cobertura vegetal, menor será o índice de reflexão, temperatura local, melhor será a qualidade do ar, maior será a contribuição para o clima da região, e maior é o efeito termohidrorregulador.

Assim, a energia disponível é usada para o processo de evapotranspiração, principalmente em áreas que apresentam grande disponibilidade hídrica como é o caso da região em estudo e na

floresta Amazônica (Silva e de Paula, 2009, Biudes *et al.*, 2009, 2015). Por outro lado, em áreas com baixa vegetação, como pastagem e áreas urbanas, o Rn é convertido prioritariamente em calor sensível, responsável pelo aquecimento do ar (Biudes *et al.*, 2009, 2015, Santos *et al.*, 2014, Fausto *et al.*, 2016).

A substituição da cobertura natural por áreas de pastagem ou cultivadas, alteram as características climáticas e radiativas, modificando o padrão das trocas de energias e massa na relação superfície-atmosfera (Biudes *et al.*, 2009, 2012, 2015, Pavão *et al.*, 2016).

Estudos sobre informações hidrológicas, climatológicas, agroecológicas e agroclimáticas tem aumentado, principalmente destinados a criação de modelos de bacias ou microbacias hidrográficas que levam em conta estudos sobre a topografia, declividade, solos e cobertura vegetal (Medeiros *et al.*, 2015).

O uso de sensoriamento remoto desempenha um papel importante ao monitoramento florestal, pois são de baixo custo e proporcionam oportunidades para mapear as mudanças na cobertura vegetal em grandes áreas (Devries *et al.*, 2015).

Sensoriamento remoto utilizando imagens de satélites emergiu como uma ferramenta chave para atender a crescente informação das necessidades dos gestores (Costantini *et al.*, 2012). Diferentes métodos foram desenvolvidos para quantificar mudanças sofridas na paisagem das florestas nas últimas décadas (Wu, 2013). A maioria deles envolve o uso de imagens de sensoriamento remoto e técnicas geoespaciais (Akin, 2009, Garcia-Pedrero *et al.*, 2015, Monmany *et al.*, 2015). Diversos trabalhos investigaram as mudanças sofridas no meio ambiente, usando a heterogeneidade espacial derivada de vários tipos de dados de sensoriamento remoto (Chen e Henebry, 2009).

Nos estudos mais recentes, a diferença normalizada para índice de vegetação (NDVI) tem sido utilizado para detectar e analisar a heterogeneidade espacial usando semvariogramas (Garrigues *et al.*, 2008, Balaguer-Beser *et al.*, 2013). Para isso, a ferramenta representa um vetor especialmente informativo de paisagens para análises de estruturas e mudanças temporais (Griffith *et al.*, 2002), tem sido vários estudos da dinâmica da vegetação devido a sua relação próxima para variáveis de interesses ecológicos, como a cobertura da vegetação, alteração e propagação de perturbações em múltiplas escalas (Zurlini *et al.*, 2006, Zaccarelli *et al.*, 2008).

Nesta perspectiva, técnicas de sensoriamento remoto, como a ferramenta NDVI, tem sido acoplada a modelos físicos de trocas de energia, possibilitando a obtenção e espacialização do albedo, do índice de cobertura vegetal, da temperatura da superfície e do Rn, com rapidez e muita precisão nos resultados (Giongo *et al.*, 2010, Silva *et al.*, 2011, Santos *et al.*, 2014, Fausto *et al.*, 2014).



Outra grande contribuição do sensoriamento remoto é a possibilidade de análise da evolução da mudança do uso do solo ao longo dos anos, com destaque ao sensor Thematic Mapper (TM) a bordo do satélite Landsat 5 e do sensor Operational Land Imager (OLI) do Landsat 8, com dados disponíveis de 1984 a 2017.

A análise da Temperatura da Superfície Terrestre (TST), utilizando técnicas de sensoriamento remoto, são de grande valia, pois é um dos parâmetros de monitoramento para a mudança climática e também pode ser utilizada em outras áreas da ciência como na hidrologia, agricultura e planejamento urbano (Orphan *et al.*, 2014).

Com tais avanços das tecnologias, informações e impactos, o objetivo deste trabalho é analisar a evolução da dinâmica da vegetação e quais suas influências sobre a precipitação e clima da região, realizando um estudo temporal com a utilização de ferramentas de geoprocessamento e também um estudo de tendência de precipitação, através dos métodos de Mann-Kendall, Spearman e Sens, tendo disponíveis dados de série histórica de precipitação, assim, correlacionando-as com as mudanças na região.

## **Materiais e métodos**

### Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado no município de Paragominas, localizado na região sudeste do Estado do Pará, distante 214 Km da Capital do Estado, Belém, possuindo uma área de 19342.254 km<sup>2</sup>, uma população de 97819 habitantes com uma densidade demográfica de 5.06 habitantes/km<sup>2</sup> segundo dados do IBGE (2010).

Segundo a classificação climática de Köppen, na região predomina o clima Equatorial Af, para classificar o clima das zonas geográficas caracterizadas pela elevada temperatura média do ar, entre 24°C e 27°C, com média mensal sempre superior a 18°C. A Figura 1 mostra a localização da área de estudo.

Antes o mesmo era intitulado como “município marrom” devido seu alto índice de desmatamento na região, sendo considerado em situação de alerta para a dimensão ambiental. No entanto, no período de 2000 a 2010, o mesmo saiu desta situação de alerta e foi classificado como aceitável, cenário este devido as ações de combates ao desmatamento e políticas públicas de reflorestamento de algumas áreas (de Oliveira, Gomes, Cabral, 2012).

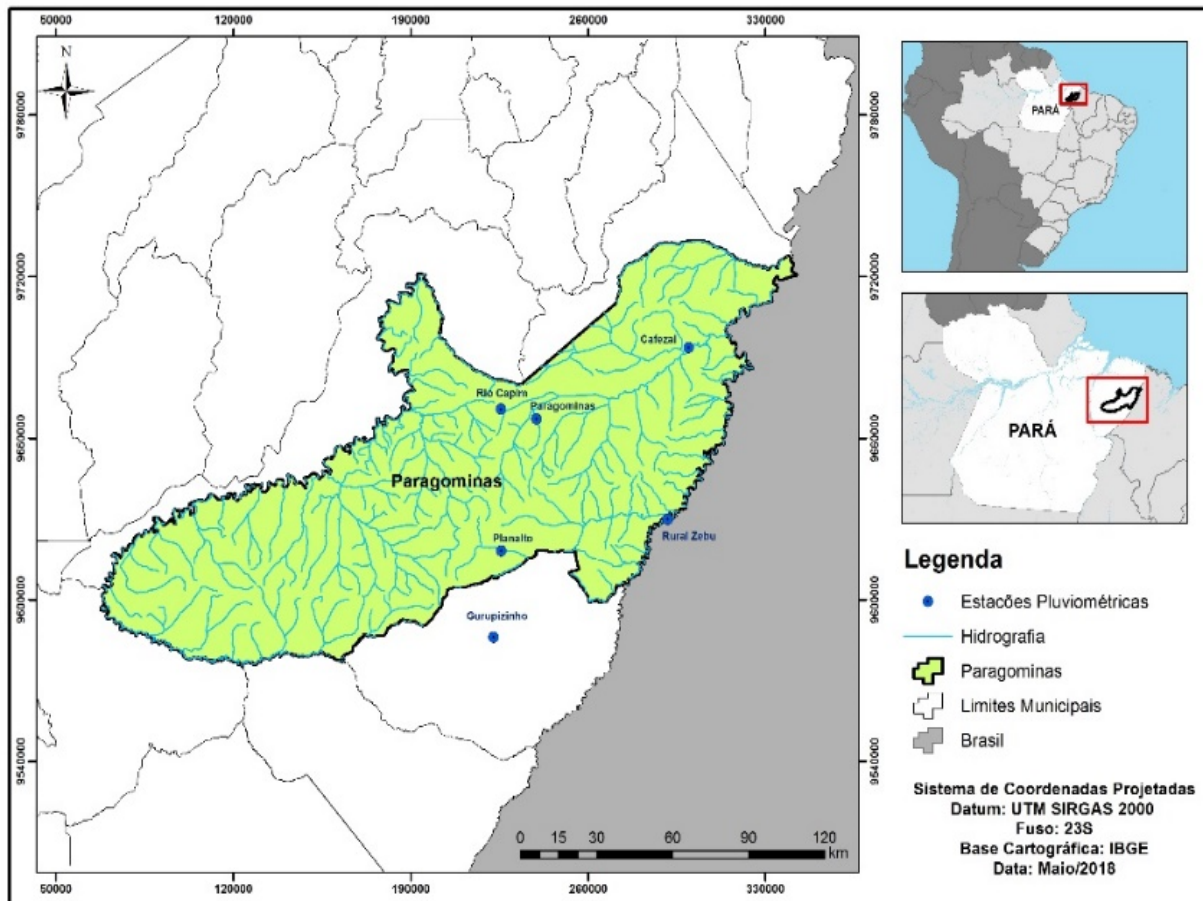


Figura 1. Localização do município de Paragominas-Pa.

### Dados Pluviométricos e Temperatura

Neste trabalho foram utilizados dados de 5 estações pluviométricas, de um total de 9 estações instaladas no município de Paragominas, disponíveis no sistema de informações da Agência Nacional de Águas – ANA. Por intermédio destes foram construídos gráficos de precipitações mensais médias durante os períodos de análise, intercalado de 10 em 10 anos, começando pelo ano de 1987 a 1996, de 1997 a 2006 e de 2007 a 2017, para entender melhor o comportamento hidrológico da região.

Tal redução do número de estações utilizadas devem-se ao fato de que somente 5 estações possuem séries históricas maiores ou iguais a 30 anos, sem falhas e com boas consistências de dados, não havendo a necessidade de correções de falhas nas séries históricas, são elas: Estação Pluviométrica Cafezal, Fazenda Planalto, Fazenda Rural Zebu, Paragominas e Rio Capim, com

códigos de estações: 00247005, 00347002, 00346001, 00347000 e 00247006, respectivamente (Figura 1).

### Processamento das Imagens

Para a análise do índice de vegetação e da temperatura de superfície foram adquiridas imagens do satélite Landsat 5 dos anos de 1987, 1996, 1997, 1998, 2007 e Landsat 8 para o ano de 2017 com uma resolução espacial de 30 metros, disponíveis no site do United States Geological Survey (USGS) referentes a órbita ponto 222/62, 223/62 e 223/63. Para a análise do ano de 1997 e 2007, foi utilizado as imagens do ano de 1996 e 2008, pois apresentavam menores áreas com presenças de nuvens.

Primeiramente, para a realização do NDVI, foi realizado a correção atmosférica nas imagens utilizando o complemento Semi- Automatic Classification Plugin (SCP) do software *Qgis 2.18*. A correção atmosférica é utilizada para a análise de dados multitemporais para deixar as imagens na mesma escala radiométrica e assim gerar os índices de vegetação e tem como objetivo principal minimizar os efeitos atmosféricos na radiância da imagem (Sanchez *et al.*, 2011). Posteriormente, foi realizado o mosaico das imagens no software *Envi 5.1* e o recorte na área de estudo foi realizado no software *Arcgis 10.5*. Nessa pesquisa, utilizou o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e Datum WGS 84 e o fuso 23S.

### Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI)

O NDVI é utilizado para analisar a densidade da vegetação e é bastante utilizado para as mudanças do uso e cobertura do solo (Lima *et al.*, 2013). Segundo a metodologia proposto por Pavão (2017) o NDVI é realizado pelas as bandas de reflectâncias do Vermelho e do Infravermelho próximo, e são utilizadas pois essas bandas são afetadas pela absorção da clorofila na vegetação e pela densidade da vegetação na superfície (Orphan *et al.*, 2014). Assim, o NDVI é calculado pela razão entre as bandas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo, de acordo com a Equação 1.

$$NDVI = \frac{NIR - R}{(NIR + R)} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde,

NIR: Banda do infravermelho próximo,

R: Banda do vermelho.

Os valores deste índice de vegetação variam de -1 para + 1, quanto maior o índice, maior será a concentração da vegetação, enquanto que os valores negativos indicam a presença de áreas sem vegetação.

Dessa forma, para a análise do uso e cobertura do solo utilizou-se como parâmetro os valores do NDVI baseado na metodologia de Duarte, Ramos e Maciel (2017). De acordo com a tabela 1, estão as 4 classes utilizadas na pesquisa.

**Tabela 1.** Classes de uso do solo segundo o NDVI.

Classes Temática	Intervalo NDVI
Sem Vegetação	< 0
Vegetação Rala	0 a 0.2
Vegetação Esparsa	0.2 a 0.6
Vegetação Densa	0.6 a 1

As áreas sem vegetação, valores negativos, correspondem ao corpo hídrico, presença de nuvens e solo exposto, a classe de Vegetação Rala corresponde a áreas de agricultura, pastagem, as áreas de Vegetação Esparsa ocorrem áreas de vegetação secundária, capoeiras, reflorestamento e as áreas acima de 0.6 são consideradas Vegetação Densa e são consideradas áreas de florestas (Duarte, Ramos e Maciel, 2017).

### Temperatura de Superfície

Para a extração da temperatura de superfície utilizou se as bandas termais 6 para o Landsat 5 e a banda 10 para o Landsat 8. Para estimar a TST a partir das bandas termais, primeiramente, os valores Número Digital (DN) de cada píxel foram convertidos em radiância, conforme a metodologia de Yakar e Orhan (2016), segundo a Equação 2.

$$L\lambda = ML * Qcal + AL$$

**Equação (2)**

Onde,

Lλ: Radiância espectral do sensor de abertura em Watts/(m<sup>2</sup> sr μm),

ML: Fator multiplicativo de redimensionamento da banda termal,

Qcal: Valor quantizado calibrado pelo pixel em DN,

AL: Fator de redimensionamento aditivo específico da banda termal.

Após a obtenção dos dados da radiância, utilizou-se a Equação 3 para transformar os valores obtidos anteriormente em temperatura em Kelvin, baseado na metodologia de Coelho e Correa (2013), Yakar e Orhan (2016).

$$T = \frac{K2}{\ln \frac{K1}{\frac{L\lambda}{K1} + 1}}$$

**Equação (3)**

Onde,

T: Temperatura efetiva no satélite em Kelvin,

K1 e K2: Constantes de calibração em Kelvin.

Para transformar a temperatura em graus Celsius (°C), o valor da temperatura em Kelvin foi subtraído por 273.15 (zero absoluto). O procedimento e confecção dos mapas desta etapa foram realizadas no *Arcgis 10.5*.

### Análises de Tendências – Teste de MannKendall

O teste de Mann (1945) e Kendall (1975), que considera na hipótese de estabilidade de uma série temporal, a sucessão de valores ocorre de forma independente, e a distribuição de probabilidade deve permanecer sempre a mesma, ou seja, uma série aleatória simples. Por tratar-se de um método não paramétrico, ele não requer distribuição normal dos dados.

A variável estatística  $S$ , para uma série de dados ( $n$ ) do teste de Mann-Kendall é calculada a partir da somatória dos sinais ( $sgn$ ) da diferença, par a par, de todos valores da série ( $x_i$ ) em relação aos valores que a eles são futuros ( $x_j$ ), expressa nas Equações 4 e 5.

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n sgn(X_j - X_i) \quad \text{Equação (4)}$$

$$sgn(X_j - X_i) = \begin{cases} +1; & \text{se } X_j > X_i \\ 0; & \text{se } X_j = X_i \\ -1; & \text{se } X_j < X_i \end{cases} \quad \text{Equação (5)}$$

Quando  $n$  é maior ou igual a 10, a variável  $S$  pode ser comparada com uma distribuição normal, na qual a sua variância,  $Var(S)$ , pode ser obtida através da Equação 6, na qual  $i$  representa a quantidade de repetições de uma extensão  $i$ .

$$Var(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^n ti(i-1)(2i+5)}{18} \quad \text{Equação (6)}$$

O indicie ZMK segue a distribuição normal, na qual a sua média é igual a zero, valores positivos indicam uma tendência crescente e negativos tendências decrescentes. De acordo com o sinal de  $S$ , o indicie ZMK da distribuição normal é calculado a partir da Equação 7 abaixo:

$$\begin{aligned} Zmk &= \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}}; \text{ para } S > 0 \\ Zmk &= 0; \text{ para } S = 0 \\ Zmk &= \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}}; \text{ para } S < 0 \end{aligned} \quad \text{Equação (7)}$$

Por se tratar de um teste bicaudal, para rejeitar a  $H_0$  é preciso que o valor absoluto de ZMK seja superior a  $Z\alpha/2$ . Como utilizamos um nível de confiança de 95% e 5% de significância, então, para  $\alpha = 5\%$ ,  $Z=1.96$ , portanto será considerada que a série tenha uma tendência significativa ao nível de 5% caso  $ZMK > 1.96$ .

#### Análises de Tendências – Teste de Spearman

Spearman é um teste não-paramétrico semelhante ao Mann-Kendall, com potência uniforme para tendências lineares e não lineares e é comumente usado para verificar tendências em séries temporais (Partal e Kahya, 2006, Hamed, 2008). Baseia-se no cálculo do coeficiente de correlação das ordens (ranks) respectivas de x e de y no conjunto de todos os pares de valores. O coeficiente de Spearman é calculado pela Equação 8 abaixo:

$$\rho_s = 1 - \frac{6}{n^3 - n} \sum_{i=1}^n (R_{xi} - R_{yj})^2 \quad \text{Equação (8)}$$

Onde,

$R_{xi}$ : Ordem do elemento  $X_i$  na série em ordem natural,

$R_{yj}$ : Ordem do elemento  $X_i$  na série na forma crescente,

$n$ : Número de elementos da amostra.

O coeficiente de Spearman é uma variável aleatória com distribuição simétrica, com média e variância mostradas na Equação 9.

$$E(\rho_s) = 0 \text{ e } var(\rho_s) = \frac{1}{n-1} \quad \text{Equação (9)}$$

A estatística do teste é dada pela Equação 10 a seguir:

$$T_{n-2} = \sqrt{\frac{(n-2)\rho_s^2}{(1-\rho_s^2)}} \quad \text{Equação (10)}$$

Desta forma, compara-se a estatística  $t_{n-2}$  calculada pela Equação 10 com o valor de t da tabela de t de Student, para nível de significância de 5%. Se o valor calculado  $t_{n-2}$  for maior que o valor de tabela  $t_{n-2,\alpha}$  rejeita-se a hipótese de independência das amostras x e y.

#### Análises de Tendências – Teste de Sen Slope (Sen's)

Sen's (1968), o qual, tal como descrito por Portela et al. (2011) e Tao et al. (2014), é estimado através da estatística Q, dada pela Equação 11 abaixo:

$$Q_{ij} = \frac{x_j - x_i}{j - i} \text{ com } i < j$$

**Equação (11)**

Onde,

$x_i$  e  $x_j$ : Valores da variável em estudo nos anos  $i$  e  $j$ .

Valor positivo ou negativo para  $Q$  indica tendência crescente ou decrescente, respectivamente. Se há  $n$  valores na série analisada, então o número de pares estimados de  $Q$  é dado por  $N = n(n - 1)/2$ . O estimador de declive de Sen é a mediana dos  $N$  valores de  $Q_{ij}$ .

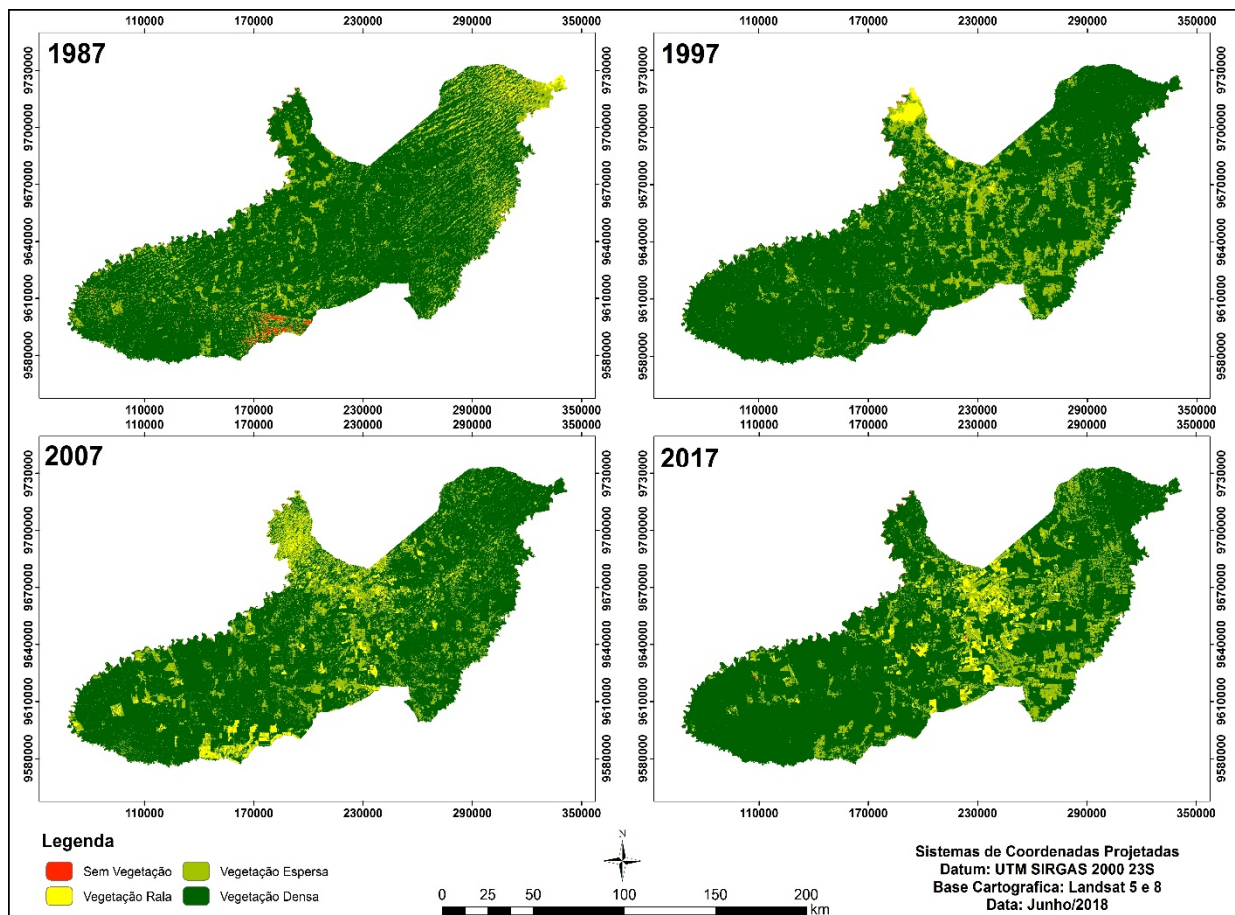
### Resultados e discussão

As mudanças sobre a vegetação densa estão relacionadas com a substituições das mesmas por áreas antropizadas entre 1987 a 2017 conforme estudo mostrado na Tabela 2. Essa substituição, no quadrante de estudo, é de aproximadamente 1.73%, que corresponde a uma área de 313.56km<sup>2</sup>, nos últimos 30 anos, onde percebeu-se que essa variação da cobertura vegetal densa foi substituída por vegetação rala (Agricultura, Pastagem e/ou principalmente Soja). Tais substituições da cobertura vegetal observadas durante a pesquisa e também por Pongratz *et al.* (2006) tendem a mostrar que os impactos gerados por estas são resultados de combinações de fatores culminando em diferentes impactos ambientais, e Costa e Yanagi (2006), Betts *et al.* (2007) também em função do tipo de cobertura substituída.

Tendo como base a imagem de 1987, fez-se a comparação das áreas, de tal forma que a área na primeira década de análise a vegetação densa aumentou em 3.04% em 1997. Em 2007, esse houve uma redução da cobertura vegetal densa de 5.48% em relação a análise de 1997, posteriormente em 2017 esta área já concebia 15344.91 km<sup>2</sup> tendo como redução da cobertura em 0.71 %, conforme ilustrado na Figura 2 e na Tabela 2, abaixo:

**Tabela 2.** Tabela de proporção de área por tipo de vegetação ao longo do período analisado para o município de Paragominas-PA.

Classes	1987		1997		2007		2017	
	Km <sup>2</sup>	%	Km <sup>2</sup>	%	Km <sup>2</sup>	%	Km <sup>2</sup>	%
Sem Vegetação	332.42	1.72	130.3	0.67	97.31	0.5	37.89	0.2
Vegetação Rala	306.02	1.58	154.63	0.8	760.85	3.92	692.49	3.57
Vegetação Esparsa	3072.07	15.86	2841.1	14.65	3332.04	17.18	3322.09	17.13
Vegetação Densa	15658.47	80.84	16271.39	83.88	15207.14	78.4	15344.91	79.11



**Figura 2.** Dinâmica da Vegetação gerada pelo NDVI no município de Paragominas-PA.

O município de Paragominas em 2010 saiu da lista dos municípios com grandes índices de desmatamentos, onde ganhou o título de “Município Verde”, através do Programa Municípios Verdes (PMV) e de uma série de medidas que foram decisivas no combate ao desmatamento na Amazônia, as quais entre essas medidas, o decreto 6.321 foi o ponto de partida para as ações que culminaram na maior operação para viabilização de um novo modelo de desenvolvimento na região, em virtude de ações de priorização de monitoramento e controle do desmatamento (Guimarães *et al.*, 2011). No entanto, como dito anteriormente, apesar do desmatamento ter sofrido uma queda, o avanço de cultivo de soja, minérios e da agropecuária ainda trazem problemas ambientais e acabam mascarando os dados.



Assim, como verificado através das imagens, a diminuição na cobertura de vegetação sobre a região pode alterar o padrão da precipitação na mesma região e em municípios próximos, resultando na diminuição o total de vapor de água originada nela, como consequência da diminuição da evapotranspiração observada, fato semelhante ao estudado por Silva (2014).

A concentração de políticas de desenvolvimento e de ocupação do território, impulsionou a expansão da agropecuária no estado, culminando em uma denominação chamada de “O Arco do Desmatamento”, em 1960. Na década de 90, foi alvo de políticas de combate ao desmatamento. Contudo, as procuras por terras na região norte do Brasil ainda eram pequenas devido às dificuldades de acesso, porém com o avanço das explorações a população alcançou 97819 mil habitantes em 2010 (IBGE).

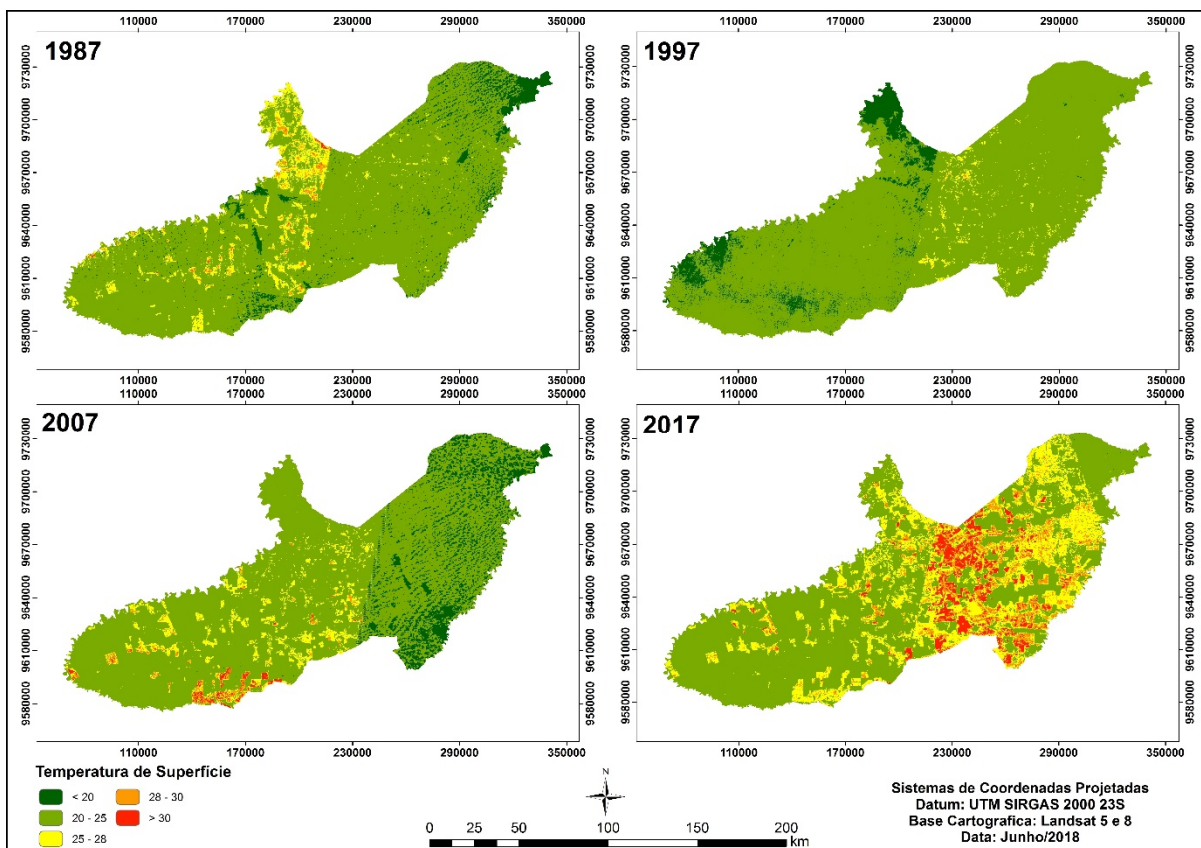
Conforme os dados de precipitação obtidos através do estudo das 5 estações pluviométricas da área de estudo (Figuras 5 a 8), onde houve uma pequena variação ao longo dos anos, onde, segundo Souza *et al.*, (2013) é possível que haja um pequeno aumento da temperatura em virtude de outras variáveis, gerando uma alteração na evapotranspiração, podendo ocasionar o estresse hídrico em algumas épocas do ano.

Como observado ao longo da série histórica e extraídos das imagens termais do Landsat 5 e 8, houve um aumento na temperatura média (Tabela 3). No contexto das mudanças climáticas, pequenas variações da mesma podem gerar em alguns sistemas um efeito com consequências negativas acerca da produtividade, conforto térmico e ao ecossistema (Zhao e Running, 2010).

Segundo Silva (2014) a relação dos componentes do balanço hídrico, tendem a resultar em um aumento da evapotranspiração e da transpiração, enquanto que a evaporação e a infiltração de água no solo tendem a diminuir podendo ocasionar problemas de estresses hídricos. A Figura 3 e a Tabela 3 a seguir ilustra as mudanças de temperatura ao longo da série estudada:

**Tabela 3.** Temperatura Média ao longo da série histórica no município de Paragominas-PA.

Anos	Temperatura Média (°C)
1987	22.21
1997	21.28
2007	22.67
2017	24.47



**Figura 3.** Temperatura de Superfície gerada pela banda Termal Landsat 5 e 8 no município de Paragominas-PA.

Como percebe-se na Tabela 3, a temperatura de superfície no município aumentou consideravelmente, variando em média 22.21 °C em 1987 a 24.47°C em 2017, tendo uma variação de 2.26°C, onde segundo Nobre *et al.* (2011) pode ocasionar a inviabilidade de algumas práticas agrícolas para os anos seguintes, bem como outros problemas hidrológicos. Assim, analisando a Figura 3, identificou-se que as áreas com vegetações mais ralas apresentaram um maior valor de temperatura de superfície.

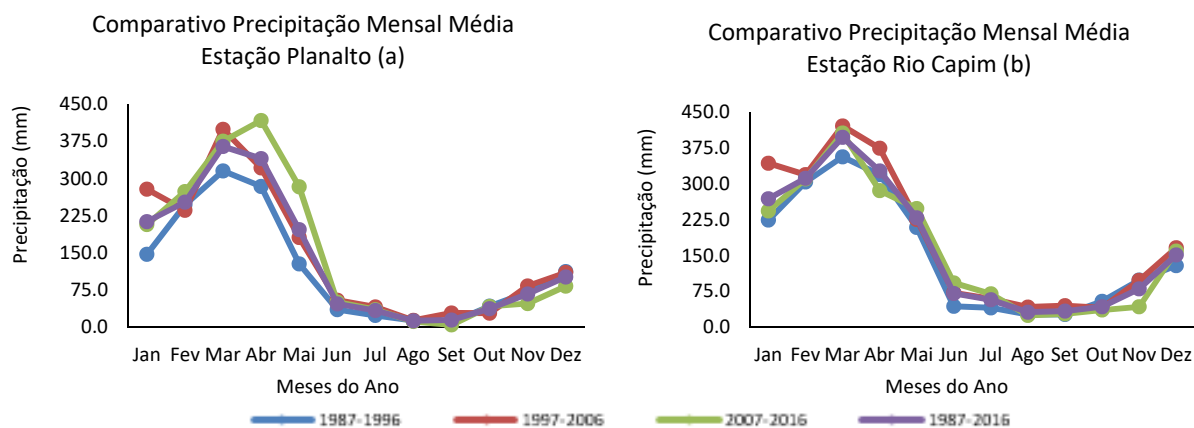
Ao se comparar os dados e as vegetações, a radiação refletida na superfície variaram, devido a substituições e algumas áreas densas por vegetações mais ralas, como a soja, gerando assim um aumento do índice de reflexão de radiação na superfície (Albedo), ou seja, indicando que houve uma variação da cobertura vegetal e consequentemente gerando um aumento de temperatura na região. Impacto também observado por Von Randow *et al.* (2004) que em seu estudo encontrou um impacto negativo no saldo de radiação devido à substituição da floresta por pastos na Amazônia, evidenciando que a substituição da vegetação natural por outras afeta o meio ambiente.

Apesar de ter sido observado impactos na área, outros encontrados in loco podem ser maiores ou menores, pois não foram considerados possíveis efeitos gerados por diferentes interações no sistema solo-planta-atmosfera (Betts *et al.*, 2007), assim podendo suavizar impactos observados localmente. Um dos problemas de ordem climatológica em relação a substituição da cobertura vegetal na Amazônia é a modificação da superfície, mudança no albedo, tendo impactos nos processos de trocas gasosas entre a superfície e a atmosfera (Souza *et al.*, 2013).

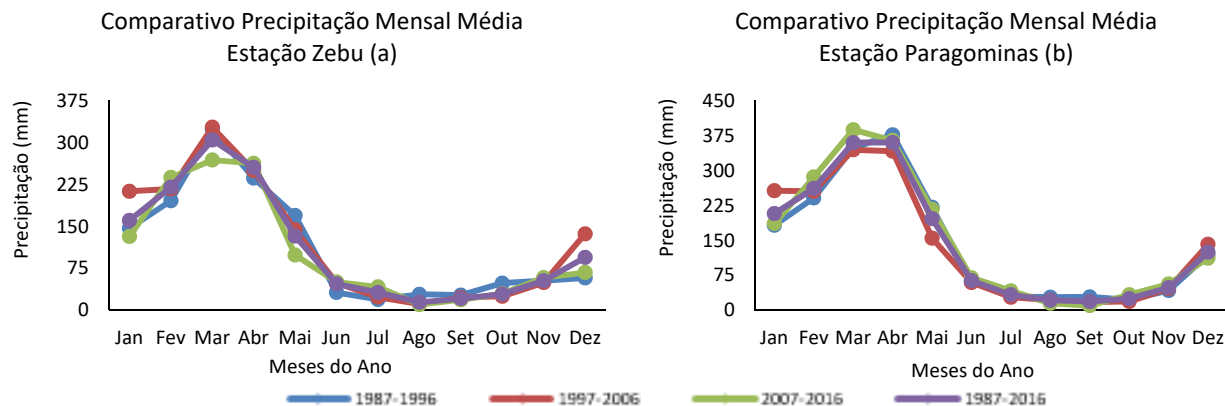
Os períodos aqui estudados para o município de Paragominas são caracterizados por uma distribuição de chuvas que se aproximam da climatologia, ou seja, com um média histórica de dados referente ao mínimo para compreender um pouco o comportamento da região, ou seja, de 30 anos de dados registrados pela Agência Nacional de Águas – ANA.

Primeiro analisou-se os eventos extremos de precipitação pluviométrica mensal média de todas as estações pluviométricas no período estudado e observou-se o mês que houve o maior valor de chuva médio foi o mês de março da série 1997/2006 com 420.8 mm e a precipitação mínima encontrada foi de 9.5 mm, em agosto, da série histórica de 2007/2017.

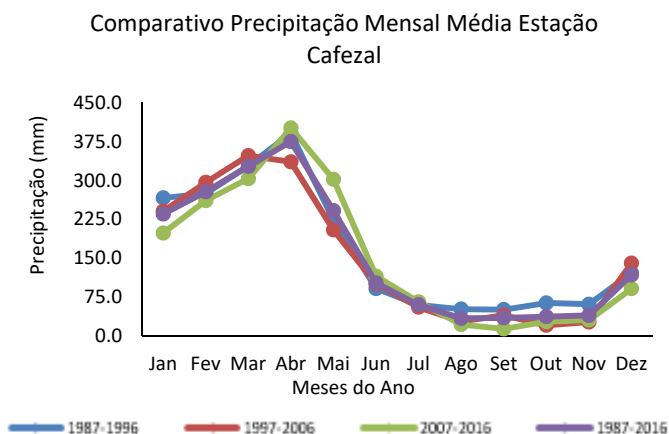
Nas Figuras 4 a 6, fez-se o levantamento das 5 estações pluviométricas da região e com base nos 420 dados foi gerado o comportamento da precipitação intercalando períodos de 10 anos e 421 relacionou-se com a média mensal no período de 30 anos. Percebeu-se que a análise intercalada se aproximou da série histórica, onde pode-se dizer que não houve eventos extremos que pudessem influenciar durante os períodos, com a exceção do mês de abril a maio das estações pluviométricas de Planalto e Cafezal, das quais se afastaram suavemente da série histórica. Tal fato pode estar associado a ocorrência do evento de La Niña entre os anos de 2007 a 2008, gerando valores anômalos de precipitação acima da média, conforme verificado por Andrade *et al.* (2011).



**Figuras 4.** Precipitação Mensal média da Estação Pluviométrica: a) Planalto; b) Rio Capim.



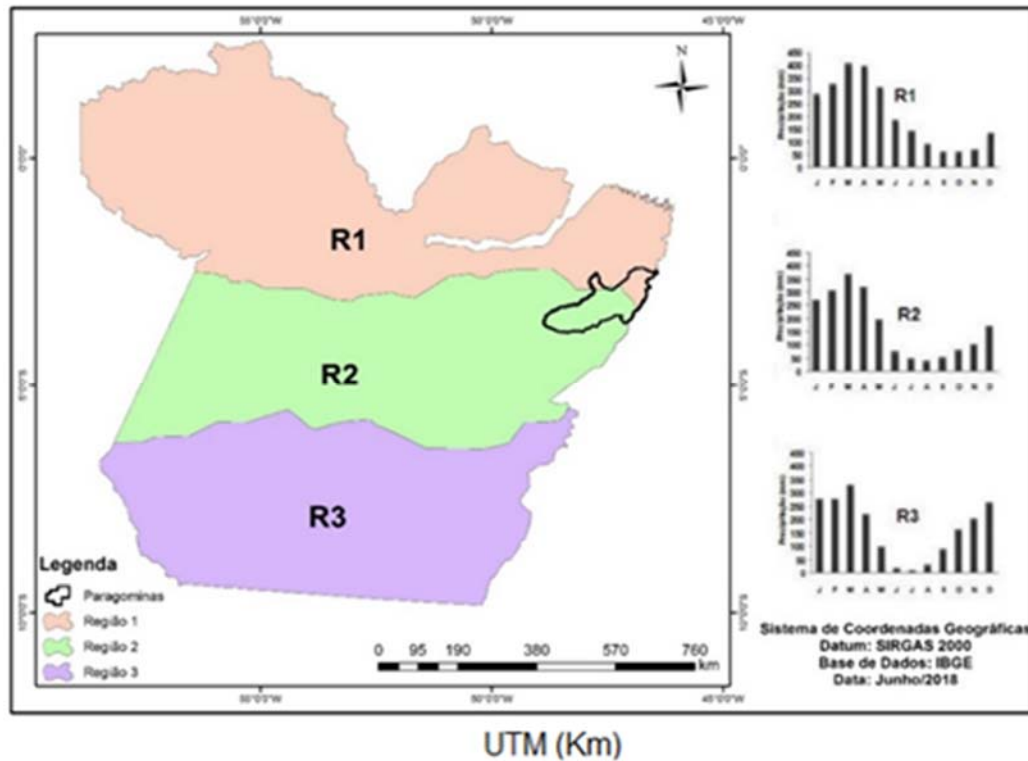
**Figuras 5.** Precipitação Mensal média da Estação Pluviométrica: a) Zebu; b) Paragominas.



**Figura 6.** Gráfico da Precipitação Mensal média da Estação Pluviométrica Cafezal.

Em todas as estações analisadas, independente do período, a precipitação seguiu, na maioria, o comportamento da média climatológica, o que valida a análise intercalada dos dados, sendo assim não variando muito durante a série temporal.

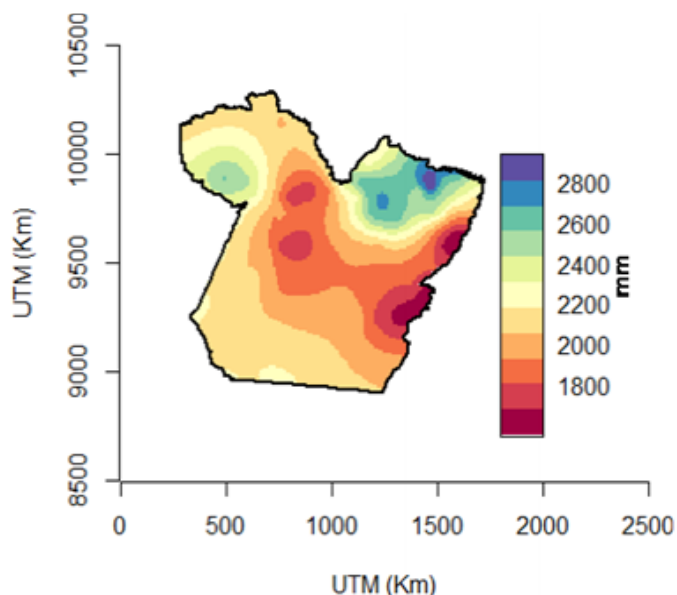
A Figura 7 a seguir ilustra o comportamento da precipitação no Estado do Pará, como observado na Referência 1 e 2 (R1) e (R2), semelhante ao observado nas 5 estações em Paragominas.



**Figura 7.** Regiões Homogêneas e Precipitação Mensal Média no Estado do Pará. Adaptado de Menezes, Fernandes e Rocha, 2015.

O período chuvoso inicia-se no mês de dezembro com chuvas de pré-estação e prolonga-se até o mês de maio, tendo como mês mais chuvoso o mês de março e/ou abril, e os meses com menores índices pluviométricos ocorrem entre junho a novembro, com menores precipitações entre agosto e setembro.

Tal análise é semelhante aos estudos no mesmo município (Pinto *et al.*, 2009, Monteiro *et al.*, 2009, Andrade, 2011) onde afirmam que o mesmo tem um período chuvoso de dezembro a maio e outro de menor precipitação entre junho e novembro. Possui um índice pluviométrico anual médio de 1243.6 mm registrado nas 5 estações estudadas, com média de 33.8 anos de observação estão representados nas Figuras de 4 a 8 e semelhante a pesquisa de Santos *et al.* (2015), onde o município de Paragominas aparece com precipitação anual média entre 1400 mm, conforme na Figura 8 abaixo, e também ao estudo de Bastos *et al.* (2010) onde afirmou que a média para a região é próxima de 1600 mm (1973 – 2004).



**Figura 8.** Mapa de distribuição da precipitação anual média (mm) do Estado do Pará. Retirado de Santos *et al.* (2015).

Como observado nas 5 estações em análises o período mais chuvoso para a estação pluviométrica Cafezal foi entre os anos de 1987 a 1996, com um total médio de 1981.3 mm/ano. Para as seguintes estações o período com mais precipitação entre os anos de 1997 a 2006, foram: Rio Capim e Zebu, com um total de 2206.0 mm e 1466.8 mm consecutivamente. As estações que obtiveram precipitações maiores entre os anos de 2007 a 2017 foram: Estação Pluviométrica Paragominas e Planalto, com 1776.9 mm e 1830.1 mm consecutivamente.

As espacializações das informações de precipitações foram feitas abaixo (Figura 9), onde em algumas estações podemos observar que houveram falhas nos dados obtidos. A maior falha encontrada na série temporal foi na estação pluviométrica de Rural Zebu, de 1985 a 1986 e também de 1988 a 1990, em outras estações pequenas falhas foram encontradas em alguns meses da série histórica, como na estação Paragominas, onde a falha está em todos os meses do ano de 1991.

É importante mostrar as falhas dos dados para ressaltar a importância dos estudos hidrológicos na região, portanto, os estudos das tendências de precipitações das estações foram feitos para tentar correlacionar com os dados obtidos dos usos e cobertura do solo, permitindo um melhor entendimento acerca disso.

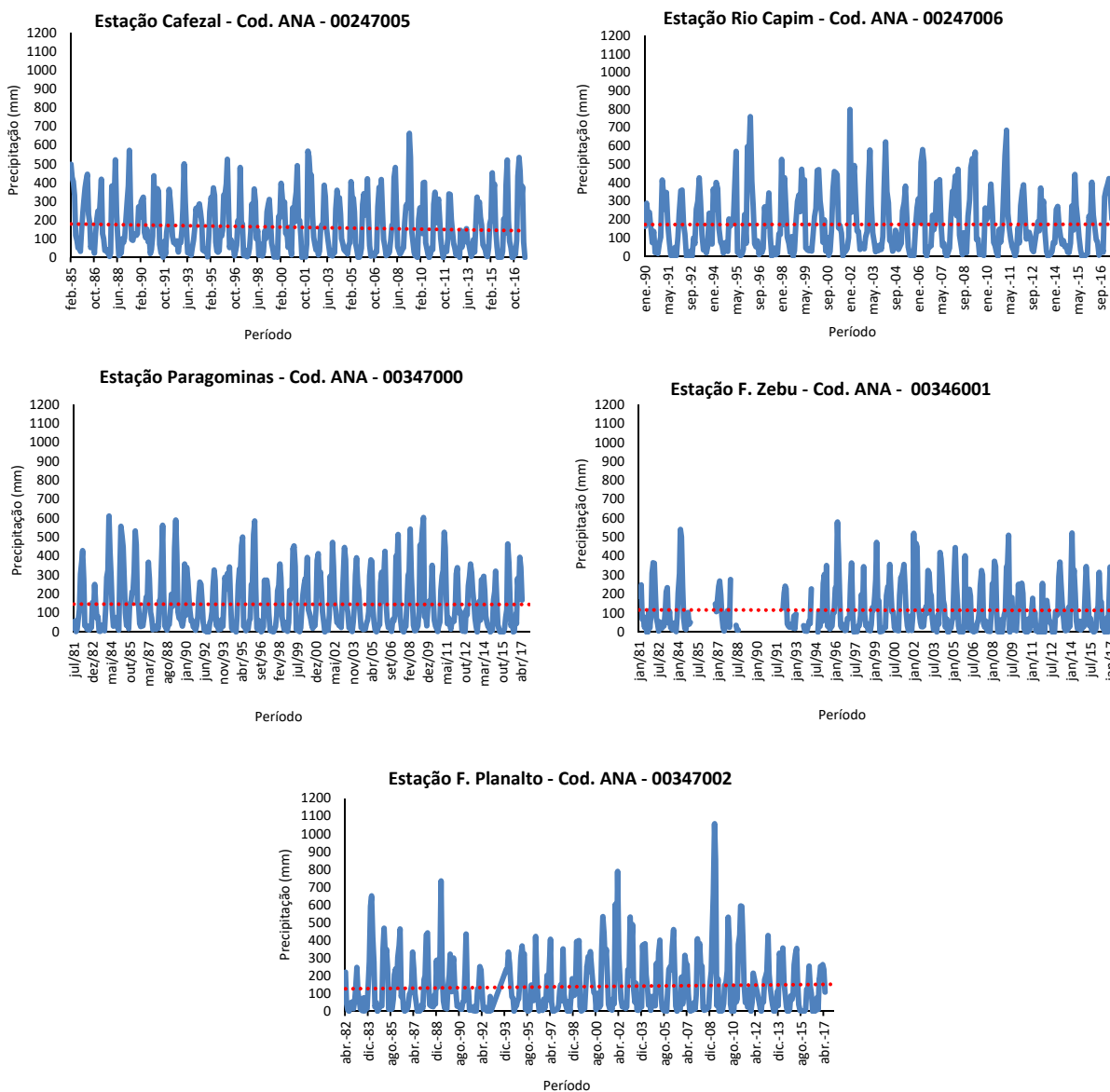


Figura 9. Espacialização de Precipitação.

Para a avaliação da ocorrência de tendências nas séries históricas foram utilizados três testes estatísticos não paramétricos: Spearman, Mann-Kendall e Sen's Slope, quantificados por meio dos softwares *Xlstat (Free Version)* e *R i386*. O nível de significância adotado para a realização dos testes foi de  $\alpha = 5\%$ , com grau de confiança de 95% e valor crítico  $Z \frac{\alpha}{2} = 1.96$ , assim os métodos apresentaram os seguintes resultados, de acordo com a Tabela 4 abaixo.

**Tabela 4.** Análise de Tendências nas estações de estudo.

Estações	Spearman		Mann-Kendall		Sen's Slope		
	R	T (N-2)	P-value	Kendall Tau	Z	P-value	Value
Cafezal - 00247005	-0.1172	-2.3085	0.02151	-0.0798	-2.3374	0.01943	-0.0034
Rio Capim - 00247006	0.00933	0.16741	0.86715	0.00717	0.19255	0.84732	0.00851
Zebu - 00346001	-0.0525	-0.9981	0.31891	-0.0366	-1.0394	0.29862	-0.0484
Paragominas - 00347000	-0.0048	-0.0972	0.92263	-0.0031	-0.0928	0.92609	-0.0016
Planalto - 00347002	0.01655	0.33261	0.7396	0.0116	0.34922	0.72692	0.00016

Quando se tem um P-value menor que 0.05 há tendência de precipitação na estação pluviométrica. Desta maneira procurou-se analisar os 3 métodos e tentar correlacioná-los para ver a tendência nos mesmos. Sendo assim, o método de Spearman a estação de Cafezal foi a única que apresentou tendência em sua análise, as demais não apresentaram. Ao se analisar o método de Mann-Kendall o mesmo padrão se repetiu, apresentando valores bem próximos do método de Spearman.

Estudos feitos por Santos, Lucio e Silva (2015) sugerem que as tendências negativas em algumas regiões da Amazônia podem estar relacionadas ao “arco do desmatamento”, passando pelo leste do Pará. Esta área tem influenciado significativamente o ciclo hidrológico destas regiões.

Para o cálculo do método de Sen's, excluímos as falhas da série histórica e trabalhamos somente com os dados obtidos da ANA, assim, apresentando resultados do aumento ou da diminuição da lâmina d'água em milímetros por ano. Desta forma, apesar de algumas estações não terem apresentado tendências nos métodos anteriores, as mesmas têm um leve aumento ou diminuição da lamina d'água ao longo do tempo, ao exemplo de Zebu, onde apresentou uma diminuição de 0.048 mm/ano. Já a estação de Rio Capim, apresentou uma tendência de aumento da lamina d'água em 0.008 mm/ano. Se levar em consideração um período de 30 anos, há um aumento/diminuição notável das mesmas em termos hidrológicos, conforme registrado pela Figura 9.

Em alguns estudos há precipitações que apresentam tendências negativas (Rocha *et al.*, 2017), e outros não apresentam tendências quando se analisam os dados da série histórica (Mesquita *et al.*, 2017), porém, analisando mensalmente a precipitação ocorre a diminuição ou crescimento da precipitação, demonstrando que os períodos analisados induzem nas mudanças de resultados.



Vale ressaltar que municípios que faziam parte “arco do desmatamento” sofreram influências nos seus regimes pluviométricos com a degradação das matas, além dos fenômenos El Niño e La Niña que influenciam moderadamente ou não nas condições hidrológicas.

### Conclusão

A metodologia utilizada na pesquisa se mostrou de grande valia pois as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, como NDVI e TST, permitem analisar o comportamento das mudanças na região, como mudanças climáticas e variação na cobertura de superfície.

Os resultados confirmaram a hipótese da mudança do uso e ocupação do solo bem como sua influência hidrológica e climatológica na região, onde podemos observar na pesquisa algumas variações no índice de reflexão, albedo, cobertura vegetal e tendências de precipitações que contribuíram para o aumento da temperatura média no município.

A substituições de áreas densas por áreas mais ralas foi evidenciada devido as práticas agrícolas, ressaltando que apesar do município ter sido intitulado de “município verde”, o mesmo necessita de estudos mais aprofundados acerca da temática que a mudança da cobertura vegetal ocasiona na região. Deixando assim uma contribuição para possíveis pesquisas.

### Agradecimentos

*Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, a CAPES pela concessão de bolsa de estudo e a Universidade Federal do Pará.*

### Referências bibliográficas:

- Andrade, F. S. (2011) Variabilidade da precipitação pluviométrica de um município do estado do Pará. *Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, **8**, 138-145.
- Artaxo, P., Dias, M. A. F. D. S., Nagy, L., Luizão, F. J., Cunha, H. B. D., Quesada, C. A., Krusche, A. (2014) Perspectivas de pesquisas na relação entre clima e o funcionamento da floresta Amazônica. *Ciência e Cultura*, **66**, 41-46.
- Balaguer, A., Ruiz, L. A., Hermosilla, T., Recio, J. A. (2010) Definition of a comprehensive set of texture semivariogram features and their evaluation for object-oriented image classification. *Computers & Geosciences*, **36**(2), 231-240.
- Balaguer-Beser, A., Ruiz, L., Hermosilla, T. E., Recio, J. (2013) Using semivariogram indices to analyse heterogeneity in spatial patterns in remotely sensed images. *Computers and Geosciences*, **50**, 115-127.
- Bastos, T. X., Silva, G., Pacheco, N. A., Figueiredo, R. D. O. (2006) Informações Agroclimáticas do Município de Paragominas para o Planejamento Agrícola. Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE) In: *Congresso Brasileiro de Meteorologia*, **14**, Florianópolis. Anais. Florianópolis: SBMET.

- Berberoglu, S., Akin, A. (2009) Assessing different remote sensing techniques to detect 584 land use/cover changes in the eastern Mediterranean. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **11**(1), 586-593.
- Betts, A. K., Desjardins, R.L., Worth, D. (2007) Impact of agriculture, forest and cloud feedback on the surface energy budget in BOREAS. *Agriculture and Forest Meteorology*, **142**, 156-169.
- Biudes, M. S., Campelo Junior, J. H., Nogueira, J. S., Sanches, L. (2009) Estimativa do balanço de energia em cambarazal e pastagem no norte do Pantanal pelo método de Bowen. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **24**(2), 135-143.
- Biudes, M. S., Nogueira, J. D. S., Dalmagro, H. J., Machado, N. G., Danelichen, V. H. M., Souza, M. C. (2012) Mudança no microclima provocada pela conversão de uma Floresta de cambará em pastagem no norte do Pantanal. *Revista de Ciências Agro-Ambientais*, **10**, 61-68.
- Biudes, M. S., Vourlitis, G. L., Machado, N. G., de Arruda, P. H. Z., Neves, G. A. R., de Almeida Lobo, F., de Souza Nogueira, J. (2015) Patterns of energy Exchange for tropical ecosystems across a climate gradient in Mato Grosso, Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*, **202**, 112-124.
- Climate-Data (2018) Clima do município de Paragominas-Pa. Acesso em 30 de dezembro de 2018. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/location/714961>
- Coelho, A. L. N., Correa, W. D. S. C. (2013) Temperatura de Superfície Celsius do Sensor TIRS/Landsat-8: metodologia e aplicações. *Revista Geográfica Acadêmica*, **7**(1), 31-45.
- Costa, M. H., Yanagy, S. M. N. (2006) Effects of Amazon deforestation on the regional climate – historical perspective, current and future research. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **21**(3), 200-211.
- Costantini, M. L., Zaccarelli, N., Mandrone, S., Rossi, D., Calizza, E. E., Rossi, L. (2012) NDVI spatial pattern and the potential fragility of mixed forested areas in volcanic lake watersheds. *Forest Ecology and Management*, **285**, 133-141.
- de Oliveira, R. D. S., Gomes, S. C., Cabral, E. R. (2017) Da condição de município “Marrom” a município “Verde”: o caso de Paragominas-PA. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, **4**(2), 122-139.
- Devries, B., Pratihast, A. K., Verbesselt, J., Kooistra, L. E., Herold, M. (2016) Characterizing forest change using community-based monitoring data and landsat time series. *PLoS ONE*, **11**(3), 1-25.
- Devries, B., Verbesselt, J., Kooistra, L., Herold, M. (2015) Robust monitoring of small-scale forest disturbances in a tropical montane forest using Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, **161**, 107-121.
- Domingues, M. S., Bermann, C. (2012) O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade*, **15**(2), p. 1-13.
- Duarte, J., F. S. Ramos, A. J. R. Maciel, M. N. M. (2017) Avaliação da cobertura vegetal em áreas de preservação permanente em Mojuí dos Campos – PA através do NDVI. *Revista Seminário Estadual de Águas e Florestas*, edição 2017.
- Elhag, M., Psilovikos, A., Manakos, I., Perakis, K. (2011) Application of the Sebs water balance model in estimating daily evapotranspiration and evaporative fraction from remote sensing data over the Nile Delta. *Water Resources Management*, **25**(11), 2731-2742.
- Fausto, M. A., Angelini, L. P., Marques, H. O., Silva Filho, A., Machado, N. G., Biudes, M. S. (2016) Impacto da alteração do uso do solo no saldo de radiação no Cerrado do sul de Mato Grosso. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **11**(2), 350-361.
- Fausto, M. A., Machado, N. G., Nogueira J. S., Biudes, M.S. (2014) Net radiation estimated by remote sensing in Cerrado areas in the Upper Paraguay River Basin. *Journal of Applied Remote Sensing*, **8**(1), 1-17.
- Fearnside, P. M. (2003) *Homem e ambiente na Amazônia*. A Floresta amazônica nas mudanças globais. Manaus: INPA, 2003.
- Ferreira, L. V., Venticinque, E., Almeida, S. (2005) O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos avançados*, **19**(53), 157-166.
- Garcia-Pedrero, A., Gonzalo-Martin, C., Fonseca-Luengo, D. E., Lillo-Saavedra, M. (2015) A Geobia methodology for fragmented agricultural landscapes. *Remote Sensing*, **7**(1), 767-787.

- Garrigues, S., Allard, D., Baret, F. (2008) Modeling temporal changes in surface spatial heterogeneity over an agricultural site. *Remote Sensing of Environment*, **112**(2), 588–602.
- Garrigues, S., Allard, D., Baret, F., Morisette, J. (2008) Multivariate quantification of landscape spatial heterogeneity using variogram models. *Remote Sensing of Environment*, **112**(1), 216–230.
- Giongo, P.R., Moura, G.B.A., Silva, B.B., Rocha, H.R., Medeiros, S.R.R., Nazareno, A.C. (2010) Albedo à superfície a partir de imagens Landsat 5 em áreas de cana-de-açúcar e cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, **14**(3), 279-287.
- Griffith, J. A., Martinko, E. A., Whistler, J. L., Price, K. P. (2002) Preliminary comparison of landscape pattern normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to Central Plains stream conditions. *Journal of environmental quality*, **31**(3), 846–859.
- Guimarães, J., Veríssimo, A., Amaral, P., Pinto, A., e Demachki, A. (2013) Municípios verdes caminhos para a sustentabilidade. *Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon)*, 334-354.
- Hamed K. (2008) Trend Detection in Hydrologic Data: The Mann-Kendall Trend Test Under the Scaling Hypothesis. *Journal of Hydrology*, **349**, 350 – 363. 2008. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2007.11.009.
- Henebry, G. M. (1993) Detecting change in grasslands using measures of spatial dependence with landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, **46**(2), 223–234.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Cidades. Censo. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acessado em: 12 de fevereiro de 2019.
- INPE (2015) Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Acesso em: 30 de março de 2019. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>.
- Kendall, M. G. (1975) Rank Correlation Methods. Charles Griffin, London.
- Lima, G. C., Silva, M. L. N., Curi, N., Silva, M. A. D., Oliveira, A. H., Avanzi, J. C., e Ummus, M. E. (2013) Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN) Revista Ambiente & Água, - An Interdisciplinary. *Journal of Applied Science*, **8**(2)
- Koppen, W., Geiger, G. (2019). Classificação climática de Köppen-Geiger. Acesso em 21 de janeiro de 2019. Disponível em: <https://www.britannica.com/science/Koppen-climate-classification>
- Mann, H. B. (1945) Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, **13**, 245-259
- Medeiros, R. M., Daris C. Santos, Paulo R. M. Francisco, M. F, Gomes, F. (2015) Análise hidroclimática da região de São João do Cariri-pb. *Revista Educação Agrícola Superior*, **30**(2), 59-65.
- Menezes, F. P., Fernandes, L. L., Rocha, E. J. P. (2015) O uso da estatística para regionalização da precipitação no estado do Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, **16**.
- Mesquita, D. A, Rocha, G. S., Fernandes, L. L., Silveira, R. N. P., Silva, M. N. A. (2017) Análise de tendência em série temporal, estação pluviométrica São Francisco, Laranjal do Jari – AP. *Anais Congresso ABES, FENASAN 2017*. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp.
- Monteiro, M. D. A., Coelho, M. C. N., e Barbosa, E. J. S. (2009) Atlas Sócio Ambiental: municípios de Tomé-Açú, Aurora do Pará, IPIXUNA DO PARÁ, PARAGOMINAS e ULIANÓPOLIS. *Núcleo de Altos Estudos Amazônicos*.
- Nobre, P, Oyama, M. D., Oliveira, G. S., Tomasella, J. (2011) Impactos de mudanças climáticas globais na hidrologia do semiárido do Nordeste brasileiro para o final do século XXI. *Revista Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*, **1**, 425-439.
- Orhan, O. Ekerin, S. Celik, F. D. (2014) Use of Landsat Land Surface Temperature and Vegetation Indices for Monitoring Drought in the Salt Lake Basin Area, Turkey. *The Scientific World Journal*, **2014**.
- Partal, T., Kahya, E. (2006) Trend Analysis in Turkish Precipitation Data. *Hydrological Processes*, **20**.
- Pavão, V. M., Querino, C. A. S., Beneditti, C. A., Pavão, L. L., da Silva Querino, J. K. A., Machado, N. G., e Biudes, M. S. (2015) Temperatura e albedo da superfície por imagens TM Landsat 5 em diferentes usos do solo no Sudoeste da Amazônia brasileira. *Revista Brasileira de Climatologia*, **16**, 169-183.

- Pavão, V. M., Querino, C. A. S., Beneditti, C. A., Pavão, L. L., da Silva Querino, J. K. A., Machado, 680 N. G., e Biudes, M. S. (2016) Variação espacial e temporal do saldo de radiação superficial em uma área do sul do Amazonas, Brasil. *Revista Raega, Espaço Geográfico em Análise*, **37**, 333-352.
- Pavão, V. M., Querino, C. A. S., da Silva Querino, J. K. A., da Silva Martins, P. A., Siqueira, L. F., de Oliveira Leite, L., e Biudes, M. S. (2014) Análise da radiação solar global (Rg) e albedo superficial sobre um ecossistema de Floresta nativa em Humaitá AM durante o período chuvoso. *Revista EDUCamazônia - Educação, Sociedade e Meio Ambiente*, **12**, 42-56.
- Pinto, A., Amaral, P., Souza Jr, C., Verissimo, A., Salomão, R., Gomes, G., e Balieiro, C. (2009) Diagnóstico socioeconômico e florestal de Paragominas. Relatório Técnico: *Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – Imazon*, **1**, 2009.
- Pongratz, J., Bounoua, L., Defries, R.S., Morton, D.C., Anderson, L.O. (2006) The impact of land cover change on surface energy and water balance in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interactions*, **10**(19), 1-17.
- Portela, M. M., Quintela, A. C., Santos, J. F., Vaz, C, Martins, C. (2011) Tendências em séries temporais de variáveis hidrológicas. *Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH)*, **32**(1), 43-60.
- Rocha, G. S., Fernandes, L. L., Silveira, R. N. P., Silva, M. N. A. Mesquita, D. A. (2017) Análise de tendência da precipitação pluviométrica através de métodos estatísticos não paramétricos para o município de monte do Carmo/TO. *Congresso ABES, FENASAN 2017. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp*.
- Sanches, I. D. A., Andrade, R. G., Quartaroli, C. F., Rodrigues, C. A. G. (2011) Análise comparativa de três métodos de correção atmosférica de imagens Landsat 5-TM para obtenção de reflectância de superfície e NDVI. In: Embrapa Monitoramento por Satélite-Artigo em anais de congresso (ALICE) In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, **15**, Curitiba. Anais. São José dos Campos: INPE, 2011.
- Santos, C. A. C., Wanderley, R. L. N., Araújo, A. L., Bezerra, B. G. (2014) Obtenção do saldo de radiação em áreas de pastagem e Floresta na Amazônia (estação seca) através do sensor MODIS. *Revista brasileira de meteorologia*, **29**(3), 420-432.
- Santos, E. B., Lucio, P. S., Silva, C. M. S. (2015) Análise de tendência de precipitação diária na Amazônia Brasileira. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **8**(4), 1041-1052.
- Sen, P. K. (1968) Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of the American statistical association*, **63**, 1379-1389.
- Silva, B. B., Braga, A. C., Braga, C. C. (2011) Balanço de radiação no perímetro irrigado São Gonçalo - PB mediante imagens orbitais. *Revista Caatinga*, **24**, 145-152.
- Silva, B. B., Lopes, G. M., Azevedo, P. V. (2005) Determinação do albedo de áreas irrigadas com base em imagens Landsat 5 -TM. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, **13**(2), 201-211.
- Silva, R. (2014) Impactos do desmatamento e de mudanças climáticas nos recursos hídricos na Amazônia ocidental utilizando o modelo SLURP. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **29**, 111 – 120.
- Silva, R. W. C., de Paula, B. L. (2009) Causa do aquecimento global: antropogênica vs. natural. *Terra e Didática*, **5**(719.1), 42-49.
- Souza, P. J. O. P., Ribeiro, A., Rocha, E. J. P., Loureiro, R. S., Bispo, C. J. C. (2010) Albedo da cultura da soja em área de avanço da fronteira agrícola na Amazônia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**(1): 65-73.
- Tao, H., Fraederich, K., Menz, C., Zhai, J. (2014) Trends in extreme temperature indices in the Poyang Lake Basin, China. *Stochastic environmental research and risk assessment*, **28**, 1543-1553.
- United States Geological Service – USGS. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso: 27 de fevereiro de 2019.
- Wu, J. (2013) Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 1–11.



- Yakar, M. O (2016) Investigating Land Surface Temperature Changes Using Landsat 728 Data in Konya, Turkey. The International Archives of the Photogrammetry, *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, **730**, 12–19.
- Zaccarelli, N., Riitters, K., Petrosillo, I. E., Zurlini, G. (2008) Indicating disturbance content and context for preserved areas. *Ecological Indicators*, **8**(6), 841–853.
- Zhao, M., Runnig, S.W. (2010) Drought-Induced Reduction in Global Terrestrial Net Primary Production from 2000 through 2009. *Science*, **329**, 940-943.
- Zurlini, G., Riitters, K., Zaccarelli, N., Petrosillo, I., Jones, K. B., Rossi, L. (2006) Disturbance patterns in a socioecological system at multiple scales. *Ecological Complexity*, **3**(2), 119–128.

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM HOTEL NO BRASIL: QUANTIFICAÇÃO, COMPOSIÇÃO E ESTRATÉGIAS PARA MINIMIZAÇÃO DO FLUXO A SER DISPOSTO EM ATERRO SANITÁRIO

\* Igor do Nascimento Quaresma <sup>1</sup>  
Gilson Barbosa Athayde Junior <sup>1</sup>  
João Evangelista do Nascimento Filho <sup>2</sup>

### ANALYSIS OF SOLID WASTE GENERATION IN A HOSPITALITY IN BRAZIL: QUANTIFICATION, COMPOSITION AND MINIMIZATION STRATEGIES FOR THE AMOUNT TO BE DISPOSED OF IN LANDFILL

Recibido el 11 de junio de 2019; Aceptado el 4 de abril de 2020

#### Abstract

*Brazilian Policy for solid wastes classifies these items according to their source into eleven classes and among which, those from the commercial enterprises can be found. In this class, the hotels are recognised as one of the major wastes generators. In this context, the objective of this article was to analyse solid waste generation in a hotel, focusing in its quantification, composition and minimization strategies for the waste to be disposed of in landfill. Quantification and composition of the wastes were determined in order to calculate the generation rate of the waste and used for the minimization strategies implementation. Results showed that the hotel generated 35.6 tons of solid wastes in a six months period, resulting in a generation rate of 1.321 kg/person.day. The minimization strategies adopted presented a potential to reduce the generation rate to 0.195 kg/person.day, showing to be an efficient to reduce the amount of solid waste to be disposed of in landfill.*

**Keywords:** *composting, environmental management, hospitality industry, solid waste.*

<sup>1</sup> Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Educação, Cidadania, Cultura da Sustentabilidade, Brasil.

\*Autor correspondente: Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba. Cidade Universitária, Castelo Branco, João Pessoa-PB, Brasil, CEP 58051-900. Email: [igor\\_nq@hotmail.com](mailto:igor_nq@hotmail.com)

## Resumo

A legislação brasileira, através da Política Nacional de Resíduos Sólidos classifica tais itens quanto sua origem em onze categorias, dentre elas estão os provenientes de estabelecimentos comerciais. Entre os estabelecimentos comerciais tem-se os hotéis, que são reconhecidos como grandes geradores de resíduos. O objetivo desta pesquisa foi analisar a geração de resíduos sólidos em um hotel, contemplando sua quantificação, composição e estratégias de minimização de resíduos sólidos gerados a serem dispostos em aterro sanitário. Foi realizada a caracterização e quantificação dos resíduos sólidos gerados, possibilitando o cálculo de sua taxa de geração per capita e fundamentando a aplicação de estratégias de minimização. Os resultados obtidos demonstram que em seis meses de análise o hotel gerou aproximadamente 35.6 toneladas de resíduos sólidos, correspondendo a 1.321 kg/pessoa.dia. As estratégias de minimização aplicadas têm potencial para reduzirem esta taxa para 0.195 kg/pessoa.dia, mostrando-se eficiente na diminuição da massa de resíduos sólidos a serem dispostos em aterro sanitário.

**Palavras chave:** compostagem, gestão ambiental, indústria hoteleira, resíduos sólidos.

## Introdução

Os resíduos sólidos são definidos como um material resultante de atividades humanas, cuja destinação se dá no estado sólido ou semissólido, e os gases contidos em recipientes e líquidos cujas características tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgoto (Brasil, 2010a). A legislação brasileira através da Política Nacional de Resíduos Sólidos, classifica tais itens quanto a sua origem em onze categorias, dentre elas os resíduos domiciliares, de limpeza urbana, urbanos, e de estabelecimentos comerciais.

Dentre os estabelecimentos comerciais tem-se os hotéis, definidos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem (SBClass) como um empreendimento com serviço de recepção, alojamento temporário, ofertados em unidades individuais e uso exclusivo dos hóspedes, mediante uma cobrança de diária (Brasil, 2010b).

O setor de turismo é um dos maiores responsáveis pelo crescimento do Produto Interno Bruto (PIB) mundial (Wtcc, 2018). No ano de 2016 existiam 31 mil hotéis no Brasil, somando aproximadamente 1.1 milhão de unidades habitacionais e 2.4 milhões de leitos, representando um acréscimo, em relação ao ano de 2015, de 15% em relação ao número de estabelecimentos, 17.2% de unidades habitacionais e 15.4% de leitos (Ibge, 2017). Por outro lado, a expansão do setor hoteleiro representa uma preocupação no que diz respeito a impactos ambientais, já que os hotéis utilizam muitos recursos naturais, aliados a uma grande geração de resíduos sólidos (Arbulú *et al.*, 2015; Zorpas *et al.*, 2014; Pirani e Arafat, 2014).

Neste contexto, esta pesquisa teve como objetivo determinar a taxa de geração e a composição de resíduos sólidos em um hotel, bem como aplicar estratégias de minimização visando à redução do fluxo de resíduos sólidos a serem destinados em aterro sanitário.

### Geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro

A geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro é influenciada por diversos fatores, como número de leitos, número de quartos, taxa de ocupação, atividades desenvolvidas e, principalmente, o porte do hotel e os serviços por ele prestado, como restaurante, bar e jardinagem (Abdulredha *et al.*, 2018; Phu *et al.*, 2018; Bashir e Goswami, 2016).

Abdulredha *et al.* (2018) afirmam que há uma diferença na geração de resíduos de acordo com a classificação do hotel através do número de estrelas, sendo que aqueles de cinco estrelas tem a tendência de gerar mais resíduos em comparação com os de classificação mais baixa. Ainda de acordo com os autores supracitados, abordando uma amostra de 150 hotéis em Querbala, Iraque, a taxa de geração per capita de resíduos sólidos variou de 0.21 a 2.68 kg/pessoa.dia, com valores médios variando de 0.83 a 1.22 kg/pessoa.dia, conforme a classificação do hotel. Ao analisarem a geração de resíduos sólidos de 230 hotéis na Índia, Bashir e Goswami (2016) reportam uma relação direta entre o padrão do hotel e a taxa de geração per capita de resíduos sólidos.

**Tabela 1.** Variação da taxa de geração per capita de resíduos sólidos em hotéis

Categoria ou porte	Taxa de geração (kg/pessoa.dia)	Localização	Fonte
1 estrela	0.83	Iraque	Abdulredha <i>et al.</i> (2018)
2 estrelas	0.90	Iraque	
3 estrelas	0.83	Iraque	
4 estrelas	1.22	Iraque	
Média	0.89	Iraque	
A (grande porte)	2.90	Egito	Bashir e Goswami (2016)
B (médio porte)	1.90	Egito	
C (pequeno porte)	1.70	Egito	
Média	2.16	Egito	
Grande porte (80 a 217 quartos)	6.29	Vietnã	Phu <i>et al.</i> (2018)
Médio porte (20 a 80 quartos)	2.69	Vietnã	
Pequeno porte (<20 quartos)	1.34	Vietnã	
Média	2.28	Vietnã	
Hotel com 74 quartos	0.32	Brasil	Guidoni <i>et al.</i> (2018)
Hotel com 118 quartos	1.00	Malásia	Papargyropoulou, <i>et al.</i> (2016)
Hotel 5 estrelas	1.52	Índia	Ball e Taleb (2011))
Hotel com 74 quartos	0.38	Brasil	Peruchinn <i>et al.</i> (2015)

Phu *et al.* (2018), em estudo envolvendo 120 hotéis localizados no Vietnã, relatam que hotéis de grande porte (80 a 217 quartos) apresentaram uma geração de resíduos sólidos per capita de 6.29 kg/pessoa.dia, contra 2.69 e 1.34 kg/pessoa.dia para hotéis de médio (20 a 80 quartos) e pequeno porte (menos de 20 quartos), respectivamente. Percebe-se que os hotéis de grande porte se destacam na geração de resíduos sólidos. Phu *et al.* (2018) justificam esse fato pela quantidade e



tipologia de serviços oferecidos por esses estabelecimentos, como a variante dos restaurantes, que podem ofertar café da manhã, almoço e jantar. Ball e Taleb (2011) realizaram uma pesquisa em 24 hotéis do Egito, relatando uma geração per capita de resíduos sólidos média de 1.52 kg/pessoa.dia. A tabela 1 apresenta a geração per capita de resíduos sólidos no setor hoteleiro reportada por diferentes autores.

### Composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro

Assim como a geração, a composição dos resíduos sólidos varia de acordo com as características do hotel, como os hábitos alimentares dos hóspedes, padrão de consumo e serviços oferecidos pelo estabelecimento (Singh *et al.*, 2014; Zorpas *et al.*, 2014).

Phu *et al.* (2018) mostram que para hotéis de grande porte, a composição dos resíduos sólidos é de 70% de resíduos orgânicos e 30% de resíduos inorgânicos. Ainda segundo os autores supracitados, em hotéis de pequeno porte, os resíduos consistem em 60% de resíduos orgânicos e 40% de resíduos inorgânicos. Peruchinn *et al.* (2015) em estudo realizado em um hotel localizado na região Sul do Brasil, mostram que a composição dos resíduos sólidos gerados por este hotel foi de 49% de resíduos orgânicos, 27% de resíduos recicláveis, 14% de resíduos perigosos e 10% de outros tipos de resíduos. De acordo com Zorpas *et al.* (2014) a composição média dos resíduos sólidos de hotéis do Chipre era constituída de 42% de resíduos orgânicos, 31% de resíduos recicláveis, 2.2% de resíduos perigosos e 24.7% de outros tipos de resíduos. Segundo Singh *et al.* (2014), 60% de resíduos orgânicos e 39% de resíduos recicláveis compunham os resíduos sólidos gerados em resorts localizados na Índia. Por fim, Guidoni *et al.* (2018) afirmam que a composição de resíduos sólidos oriundos de um hotel no Brasil era formada por 44% de resíduos orgânicos, 34% de recicláveis, 15% de resíduos perigosos e 7.2% de outros tipos de resíduos.

**Tabela 2.** Composição dos resíduos sólidos gerados na indústria hoteleira

Resíduos Orgânicos (%)	Resíduos Recicláveis (%)	Resíduos Perigosos (%)	Resíduos Diversos (%)	Fonte
58.5 – 70.0	30.6	1.0	9.9	Phu <i>et al.</i> (2018)
43.7	34.0	15.1	7.2	Guidoni <i>et al.</i> (2018);
65.0	21.0	0.0	14.0	Bashir e Goswami (2016)
49.2	26.8	13.9	10.1	Peruchinn <i>et al.</i> (2015)
42.0	31.1	2.2	24.7	Zorpas <i>et al.</i> (2014)
59.7	39.4	0.0	0.8	Singh <i>et al.</i> (2014)
57.8	38.6	0.4	3.2	Dangi, <i>et al.</i> (2011)

Portanto, os resíduos orgânicos constituem grande parte da composição dos resíduos sólidos gerados no setor hoteleiro, como mostra a tabela 2. De acordo com esses resultados, o potencial

de aproveitamento destes resíduos, seja dos orgânicos através de compostagem, ou dos recicláveis, é bastante elevado.

### *Estratégias de minimização do fluxo de resíduos destinados a unidade de disposição final*

É fundamental que os resíduos sólidos gerados na indústria hoteleira sejam geridos de forma adequada, visando a não geração, redução, reutilização e reciclagem, estando em conformidade com os objetivos estabelecidos na legislação brasileira (Brasil, 2010a). A aplicação de estratégias de minimização é identificada como uma das abordagens mais econômicas para lidar com a crescente geração de resíduos sólidos (Ting, Yee e Wai, 2016). Dentre as estratégias de minimização tem-se a compostagem, vermicompostagem e a coleta seletiva.

#### *Compostagem e Vermicompostagem*

A compostagem pode ser definida como um processo biológico e aeróbio de degradação controlada de resíduos orgânicos, sendo efetuada por uma população diversificada de organismos (Abnt, 1996). A compostagem é uma das destinações ambientalmente adequadas para os resíduos sólidos (Brasil, 2010a). A composição dos resíduos sólidos gerados no hotel é em grande maioria formada por resíduos orgânicos (Tabela 2). Contudo, no Brasil apenas 1.6% dos resíduos orgânicos são destinados para unidades de compostagem (Ipea, 2012). Esse baixo índice pode estar relacionado a não segregação do resíduo na fonte geradora, onde muitas vezes os resíduos orgânicos são destinados misturados.

Já a vermicompostagem pode ser definida como um processo biológico de degradação da matéria orgânica, que envolve interações entre minhocas e microrganismos, convertendo diferentes tipos de resíduos orgânicos em húmus estabilizado e ricos em nutrientes, que pode ser aplicado no solo como vermicomposto (Yadav e Garg, 2019). A aplicação do vermicomposto no solo é considerada uma boa prática de manejo, pois estimula o crescimento e a atividade microbiana, provocando a mineralização dos nutrientes das plantas, aumentando a fertilidade e qualidade do solo (Padmavathiamma e Kumari, 2008). Esta estratégia de minimização é reconhecida por ser uma tecnologia de baixo custo, simples aplicação e eficiente na conversão de resíduos orgânicos em vermicomposto (Mahaly *et al.*, 2018; Sharma e Garg, 2018). As minhocas californianas (*Eisenia fetida*), devido ao fato de a espécie ser capaz de degradar vários tipos de materiais orgânicos, são as espécies recomendadas para serem utilizadas na vermicompostagem (Yadav e Garg, 2019; Goswami *et al.*, 2016; Sakai e Mendes, 2011).

#### *Coleta Seletiva*

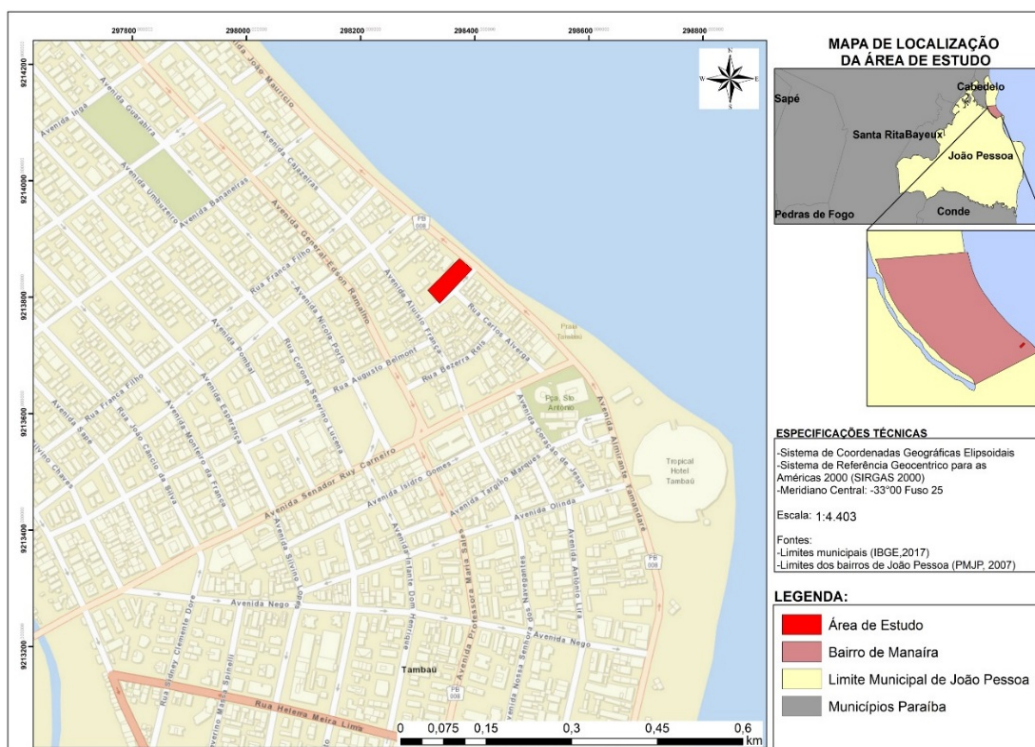
A reciclagem é definida como o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (Brasil, 2010a). Em 2017, no Brasil foram geradas aproximadamente 16 milhões de toneladas de resíduos recicláveis, dos quais 31% foram

recuperados. O papel/papelão foi o resíduo que apresentou o maior índice de recuperação com 52% (Abrelpe, 2017). Desse modo, é preciso aumentar a prática de segregação no Brasil para que se tenha um aumento no índice de resíduos reciclados. A separação apropriada dos resíduos implica na redução do volume gerado de rejeitos, diminuindo os impactos ambientais negativos por eles causados.

## Metodologia

### Área de estudo

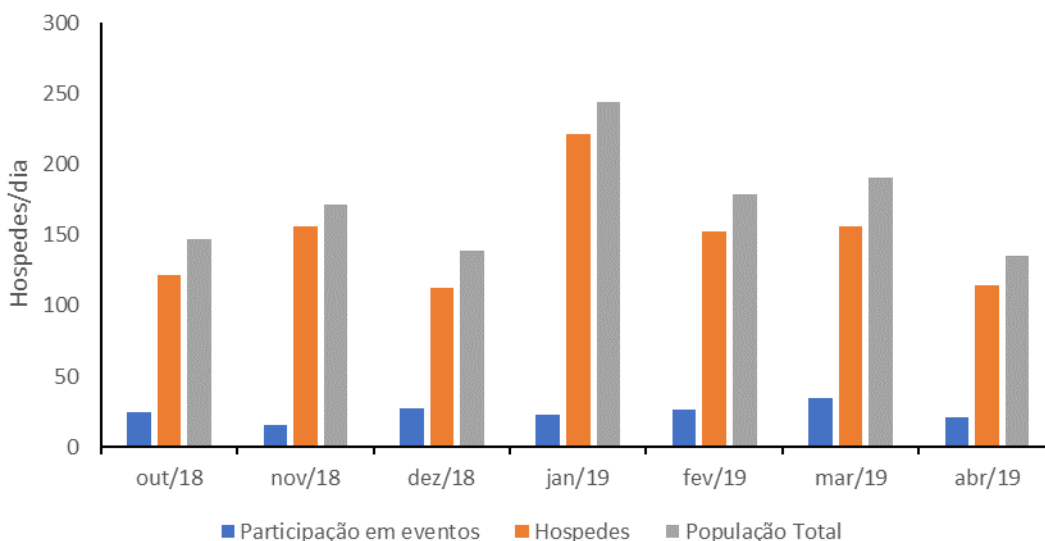
O hotel objeto de estudo era localizado na orla marítima da cidade de João Pessoa, capital da Paraíba, Brasil (Figura 1).



**Figura 1.** Localização do hotel estudado.

O hotel possuía uma área construída de 7690 m<sup>2</sup>, distribuída em seis pavimentos e perfazendo um total de 140 unidades habitacionais, com 299 leitos. No interstício de tempo desta pesquisa, apresentava um quadro de 57 colaboradores. Este contingente de colaboradores não foi levado em consideração no computo da população do hotel, uma vez que optou-se por expressar a

quantidade de resíduos em função do número de clientes. O hotel dispunha de quatro auditórios com áreas que variam de 32m<sup>2</sup> a 112m<sup>2</sup>, sendo abertos para a utilização de eventos corporativos. Além disso, havia um restaurante-bar, que servia café da manhã, almoço e jantar. Este restaurante era aberto ao público em geral, além dos hóspedes. O perfil de ocupação do hotel foi gerado através da média diária de hóspedes durante os meses da pesquisa (figura 2).



**Figura 2.** Ocupação do hotel durante a pesquisa.

### Quantificação dos resíduos sólidos gerados

A quantificação dos resíduos sólidos gerados no hotel foi realizada mediante a pesagem diária dos resíduos orgânicos, rejeitos e recicláveis, no período compreendido entre outubro de 2018 e março de 2019. A pesagem dos dois primeiros ocorreu através de uma balança de capacidade de 200 kg e com incerteza 0.05 kg. Os resíduos recicláveis foram quantificados pela empresa responsável por sua coleta.

A taxa de geração de resíduos foi calculada dividindo-se a massa dos mesmos, gerada em um dia, pela população correspondente. Para esse cálculo a população considerada no estudo foi o somatório dos hóspedes com os clientes corporativos que utilizam os auditórios do hotel para eventos, contabilizados diariamente (os funcionários do hotel não foram considerados).

### Caracterização dos resíduos sólidos gerados

#### Resíduos Orgânicos

Estes resíduos eram gerados nos setores de cozinha, restaurante, auditórios e quartos, sendo segregados em suas fontes de geração com o suporte das equipes de cada setor gerador. Os

resíduos orgânicos eram armazenados internamente na central de resíduos do hotel, em uma câmara de refrigeração. Grande parte destes resíduos era coletada pela empresa responsável pelos resíduos municipais e sua disposição final era o Aterro Sanitário da região metropolitana. Uma parcela menor era destinada às usinas de compostagem e vermicompostagem, localizadas nas dependências do hotel e implementadas como parte da pesquisa.

#### *Resíduos Recicláveis*

Os resíduos recicláveis identificados no hotel eram constituídos de papel, papelão, plástico filme, PET, ferro, alumínio e vidro. Tinham como principais fontes de geração os escritórios administrativos, auditórios, cozinha, restaurante-bar e quartos. A segregação dos resíduos sólidos era uma atividade rotineira no funcionamento do hotel antes mesmo da pesquisa. Assim, os resíduos eram segregados em sua fonte de geração com a colaboração das equipes de cada setor gerador. Seu armazenamento interno era realizado na Central de resíduos sólidos e sua coleta era de responsabilidade de uma cooperativa de catadores.

#### *Rejeitos*

As fontes de geração de rejeitos eram os quartos, cozinha, restaurante-bar e banheiros. Podem ser citados como rejeitos o papel higiênico, embalagens metalizadas, guardanapos sujos. Estes resíduos eram armazenados internamente na central de resíduos e a empresa responsável pela coleta dos resíduos sólidos municipais os destinava para o aterro sanitário de João Pessoa.

#### *Estratégias de minimização do fluxo de resíduos destinados a unidade de disposição final*

As estratégias de minimização aqui adotadas tiveram como público alvo os colaboradores do hotel. Com isso, as estratégias abordadas foram as seguintes: compostagem, vermicompostagem, e coleta seletiva.

#### *Compostagem*

Como o hotel não dispunha de espaço para a operação simultânea de várias composteiras, optou-se pela instalação e análise de apenas uma unidade piloto, cujas dimensões são as seguintes: 1.5m de altura, 0.94m de largura e 0.8m de profundidade (Figura 3).

A alimentação da composteira se dava três vezes por semana, entre os dias 28 de janeiro e 22 de fevereiro/2019. Os resíduos orgânicos destinados à composteira eram gerados na cozinha e no restaurante do hotel, constituídos, principalmente, de restos de frutas, cascas de ovos, borra de café, restos de verduras, e restos de comida no geral. A alternativa encontrada à reciclagem do coco, um resíduo com grande ocorrência no hotel, foi sua trituração, de modo que restassem apenas fibras. Posteriormente à trituração, as fibras de coco eram expostas ao sol para que pudessem ser utilizadas como material estruturante. A alimentação era considerada finalizada quando a massa de resíduos atingia 1.1m de altura, possibilitando sua aeração manual. O período de análise desta estratégia compreendeu os meses de janeiro e fevereiro de 2019.



**Figura 3.** Container utilizado para a formação da composteira.

### *Vermicompostagem*

A vermicompostagem era analisada por meio da montagem de uma Usina de Vermicompostagem composta por seis minhocários, cada um com três andares e 120 litros de capacidade (Figura 4). Cada andar do minhocário tinha uma função específica: o primeiro andar era formado por uma caixa coletora de chorume, o segundo era composto por uma caixa digestora, e o terceiro por uma caixa de alimentação. O segundo e terceiro andar funcionavam como um ciclo: o sistema começava com apenas dois andares, a caixa coletora e uma caixa de alimentação. Quando a caixa de alimentação era totalmente preenchida, ela se convertia em caixa digestiva e o terceiro andar se tornava a caixa de alimentação.

A alimentação dos minhocários variava de duas a três vezes por semana, até que o recipiente fosse totalmente preenchido, ocorrendo entre os meses de agosto e dezembro de 2018. As minhocas utilizadas na vermicompostagem foram da espécie *Eisenia fétida*, minhocas californianas. Os resíduos orgânicos destinados à usina de vermicompostagem eram oriundos da cozinha e do restaurante, constituindo-se basicamente de cascas de ovos, de verduras, de legumes e de frutas. Os alimentos cítricos e cozidos não eram destinados a vermicompostagem, pois são prejudiciais para as minhocas (Sakai e Mendes, 2011). O pó de serragem foi empregado como material estruturante. O período de análise desta estratégia compreende os meses de agosto de 2018 a fevereiro de 2019.



**Figura 4.** Usina de Vermicompostagem instalada no hotel.

### *Coleta Seletiva*

A coleta seletiva envolvia as seguintes etapas: armazenamento interno, coleta, tratamento e destinação final ambientalmente adequada. O período de análise ocorreu entre os meses de outubro e março de 2019. A figura 5 demonstra a segregação dos resíduos recicláveis em uma fonte geradora.



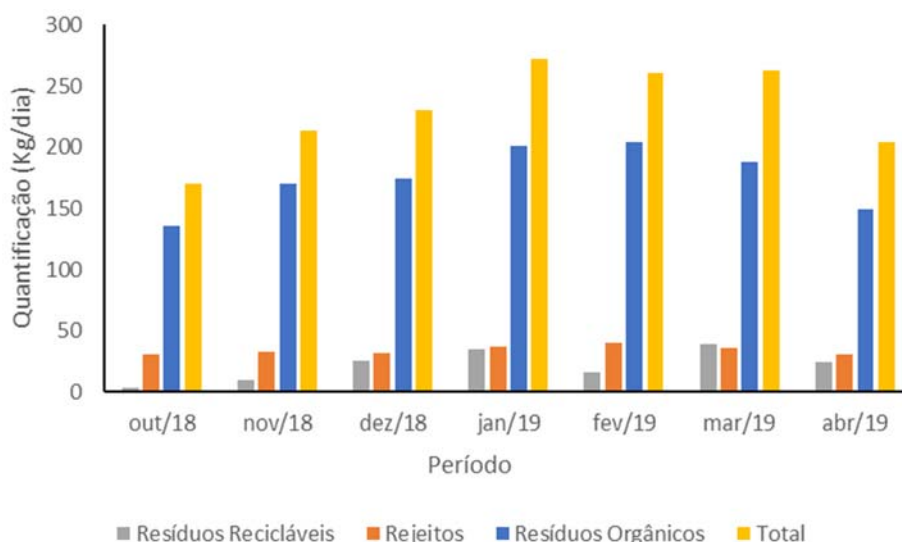
**Figura 5.** Segregação dos resíduos recicláveis na fonte geradora.

### **Resultados e discussão**

#### Quantificação dos resíduos sólidos gerados

A figura 6 ilustra a geração média diária, durante os meses de outubro de 2018 e março de 2019. O mês de janeiro foi o período com a maior geração média de resíduos sólidos, com um total de 272 kg/dia, seguido de fevereiro com 260 kg/dia. O mês que registrou a menor geração média

diária foi outubro, 170 kg/dia, acompanhado de novembro, com 212 kg/dia. A geração diária de resíduos sólidos no hotel analisado foi semelhante ao descrito por Abdulredha *et al.* (2018) e Dangi *et al.* (2011).



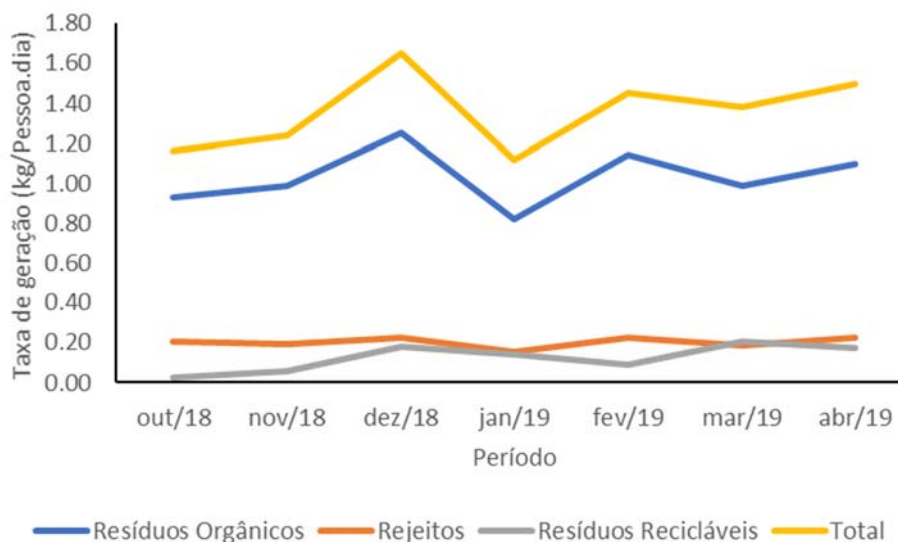
**Figura 6.** Geração média diária de resíduos sólidos.

O mês de janeiro apresentou uma geração diária de resíduos orgânicos de 201 kg/dia, a segunda maior geração diária registrada nesta pesquisa. Além disso, neste mês a geração de resíduos recicláveis foi superior em comparação aos meses anteriores, sendo similar à geração de rejeitos: 34.11 kg/dia e 36.91 kg/dia, respectivamente. Portanto, a geração elevada dos resíduos recicláveis e orgânicos foi determinante para que janeiro fosse o período com a maior geração média diária de resíduos sólidos.

No mês de fevereiro a geração de resíduos recicláveis foi de apenas 16 kg/dia, ficando à frente apenas dos meses de outubro e novembro, com 3.6 kg/dia e 9.8 kg/dia, respectivamente. Contudo, este mês foi responsável pela maior geração diária de resíduos orgânicos, 204 kg/dia, e de rejeitos, 40 kg/dia. Sendo assim, a elevada geração de resíduos orgânicos e rejeitos foi essencial para que fevereiro apresentasse a segunda maior geração diária de resíduos sólidos.

A grande geração de resíduos sólidos entre os meses de janeiro e março, coincide com o período de alta estação do hotel decorrente de datas comemorativas como o natal, ano novo e carnaval, fatos que potencializam a demanda turística para a região, podendo ser esse um dos motivos pela elevada geração de resíduos sólidos neste período. A figura 7 mostra a taxa de geração per capita dos resíduos sólidos gerados no hotel.





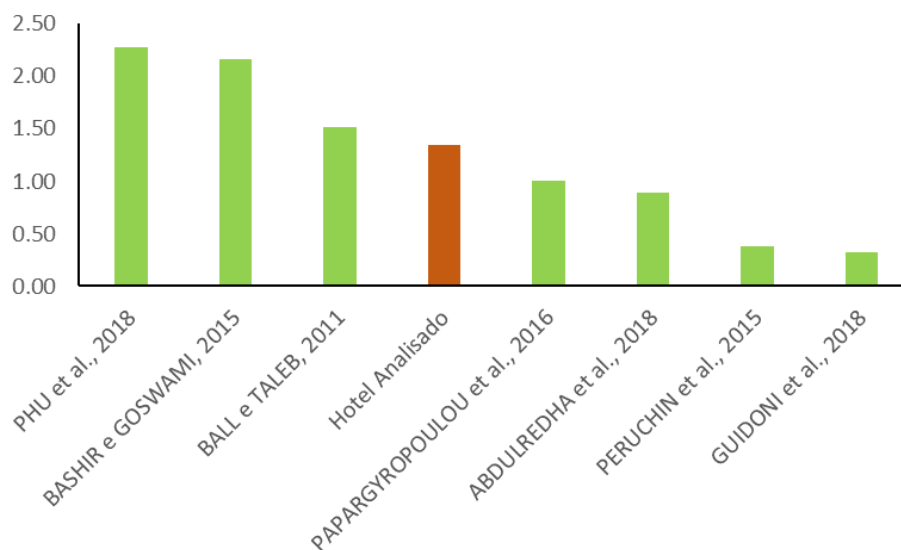
**Figura 7.** Taxa Geração per capita de resíduos sólidos de acordo com sua caracterização.

A taxa de geração per capita total é reflexo, principalmente, da taxa de geração de resíduos orgânicos, sendo que o mês de dezembro foi aquele com a maior taxa de geração de resíduos orgânicos, com 1.251 kg/pessoa.dia e, também, com a maior taxa total de geração per capita com 1.652 kg/pessoa.dia, seguido do mês de fevereiro, com uma taxa per capita total 1.452 kg/pessoa.dia, e uma taxa de geração resíduos orgânicos de 1.139 kg/pessoa.dia. As menores taxas de geração per capita também são encontradas nos meses que ocorreram as menores taxas de resíduos orgânicos, outubro e janeiro, com taxas de 0.928 e 0.787 kg/pessoa.dia, respectivamente.

O montante de resíduos sólidos gerados entre os meses de outubro de 2018 e março de 2019 foi de 35694.65 kg, com uma geração média mensal de 5949.11 kg/mês de resíduos sólidos. A média diária de clientes atendida pelo hotel neste período foi de 175 pessoas, com uma geração média de 230 kg/dia, resultando em uma taxa de geração per capita de 1.321 kg/pessoa.dia, sejam eles resíduos orgânicos, com uma taxa média de 1.012 kg/pessoa.dia, recicláveis, 0.114 kg/pessoa.dia ou rejeitos, com 0.195 kg/pessoa.dia.

Como o hotel analisado dispõe de 140 unidades habitacionais e 299 leitos, ele é classificado como de grande porte (Phu *et al.*, 2018; Bashir e Goswami, 2016). Contudo, sua geração per capita de resíduos sólidos (1.321 kg/pessoa.dia) é bem menor que a relatada pelos autores para estas categorias: 2.9 kg/pessoa.dia e 6.29 kg/pessoa.dia. Isso pode ocorrer devido a fatores que influenciam na geração de resíduos sólidos no setor hoteleiro e também pela diferença de cultura entre os países analisados, Vietnã, Índia e Brasil (Abdulredha *et al.*, 2018; Phu *et al.*, 2018; Bashir e Goswami, 2016).

A taxa de geração per capita de resíduos sólidos do hotel estudado foi menor que a taxa relatada por Phu *et al.* (2018); Bashir e Goswami, (2016); Ball e Taleb, (2011), e maior que a geração per capita identificadas por Abdulredha *et al.* (2018) e Papargyropoulou, *et al.* (2016), como mostra a figura 8.



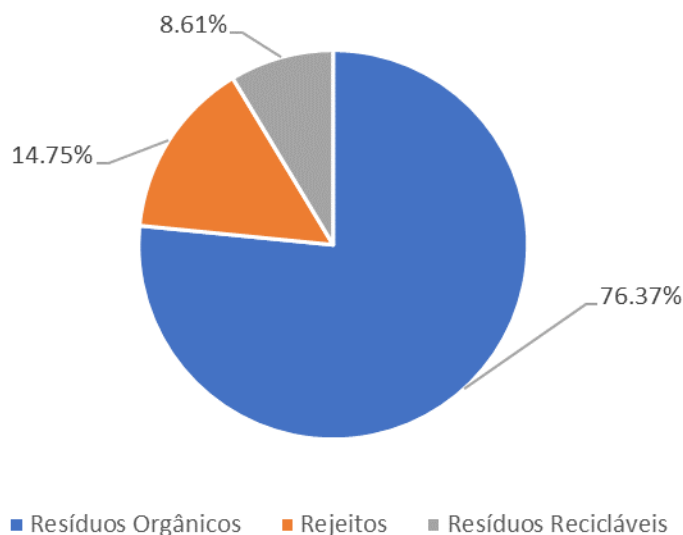
**Figura 8.** Comparativo entre a taxa de geração per capita do hotel analisado com valores reportados na literatura.

### Caracterização dos resíduos sólidos gerados

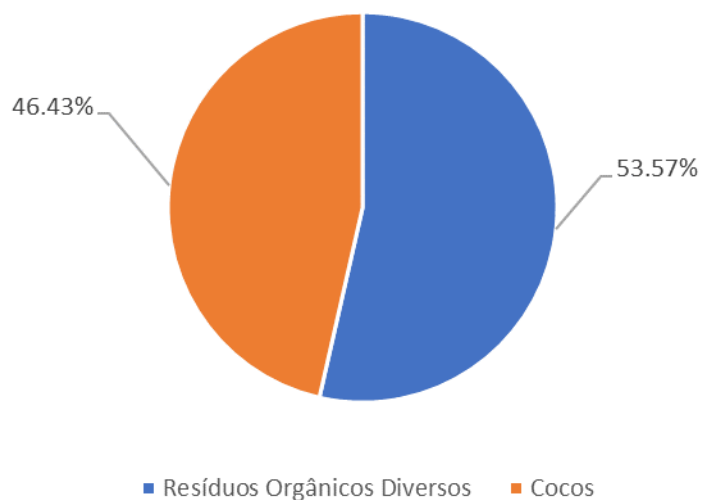
Os resíduos sólidos oriundos do hotel analisado eram compostos por 76.37% de resíduos orgânicos, 14.75% de rejeitos e 8.61% de resíduos recicláveis (Figura 9). Os resíduos orgânicos são representados primordialmente por restos de comida em geral. Contudo, uma parcela significativa destes resíduos é gerada através do consumo do coco, como ilustra a figura 10 (46.43% de resíduos de coco e 53.57% de outros tipos de orgânicos, como restos de alimentos e matéria verde), demonstrando que é necessário um gerenciamento singular para os resíduos orgânicos.

Os resíduos recicláveis são constituídos basicamente por papel, papelão, latas de alumínio, plástico, garrafas PET e garrafas de vidro. Os rejeitos são compostos por papel higiênico, embalagens metalizadas, guardanapos sujos, e resíduos recicláveis e orgânicos cuja segregação não foi realizada.

Dos resíduos gerados, 8.61% já são destinados a cooperativas de catadores e 76.37% podem ser reciclados por meio da compostagem. Portanto o hotel em questão mostra um grande potencial para a reciclagem, já que, 85% de seus resíduos sólidos podem ser reciclados, diminuindo a disposição de resíduos sólidos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa, e reduzindo os impactos ambientais causados por tal atividade.



**Figura 9.** Composição dos resíduos sólidos gerados no hotel.



**Figura 10.** Composição dos resíduos orgânicos gerados no hotel.

### Estratégias de minimização do fluxo de resíduos destinados a unidade de disposição final

Diante do exposto e do elevado potencial de reciclagem dos resíduos sólidos gerados no hotel, foram aplicadas estratégias de minimização com o objetivo de reduzir o fluxo de resíduos a serem dispostos em aterro sanitário.

#### *Compostagem*

A primeira alimentação da composteira foi realizada em 28 de janeiro de 2019, quando foram destinados 98 kg de resíduos, representados por 30 kg de resíduos orgânicos e 68 kg de fibra de coco. Nesse mesmo dia o hotel gerou um total de 236 kg de resíduos orgânicos, ou seja, os 98 kg de resíduos destinados para compostagem representam 41.36% dos resíduos orgânicos gerados pelo hotel neste dia. Ao final do mês de janeiro foram destinados um total de 237.7 kg de resíduos orgânicos, e em todo o mês de fevereiro 628.5 kg de resíduos, representando 15% do total de resíduos orgânicos gerados neste mês. Sendo assim, ao final da montagem foram destinados para compostagem 866.2 kg de resíduos orgânicos, correspondendo a 17% do total de resíduos gerados nesse período (Tabela 3).

**Tabela 3.** Quantificação e caracterização dos resíduos destinados à compostagem.

Período	Resíduo orgânico gerado (kg)	Coco gerado (kg)	Resíduos orgânicos destinados (kg)	Cocos destinado (kg)	Percentual tratado
Janeiro	346.25	455.65	51.00	186.70	30%
Fevereiro	2054.50	2292.60	222.20	406.30	15%
TOTAL	5149		866.2		17%

Considera-se esse percentual como satisfatório, visto que no período de alimentação houve uma grande demanda de hóspedes e alta geração de resíduos orgânicos, aproximadamente 5 toneladas. Assim sendo, a compostagem se mostrou uma estratégia de minimização viável para o hotel analisado, reduzindo em 17% a destinação de resíduos orgânicos para o aterro sanitário. Destaca-se que tal resultado foi obtido através de uma única composteira, sendo possível aumentar a eficiência do processo caso o hotel dispusesse de mais espaço para a operação simultânea de outras unidades.

#### *Vermicompostagem*

Como disposto na tabela 4, no mês de setembro foram destinados 121.42 kg de resíduos orgânicos para os minhocários, com uma taxa de destinação 3.05 kg/dia, ou 0.67 kg/dia/minhocário. Os meses de novembro e dezembro seguiram com uma boa quantidade de resíduos orgânicos reciclados, com 101.68 kg e 97.13 kg, respectivamente. Sendo assim, foram destinados um total de 483.26 kg de resíduos orgânicos à usina de vermicompostagem. Tal quantificação representa a massa necessária para o enchimento total dos seis minhocários, com

duração total de cinco meses. Com a finalização do ciclo de alimentação, o composto orgânico ficou em repouso até sua maturação. Após dois meses de repouso o composto foi considerado maturado e pronto para ser utilizado como vermicomposto, totalizando sete meses de ciclo de reciclagem.

**Tabela 4.** Quantificação dos resíduos orgânicos destinados à Vermicompostagem.

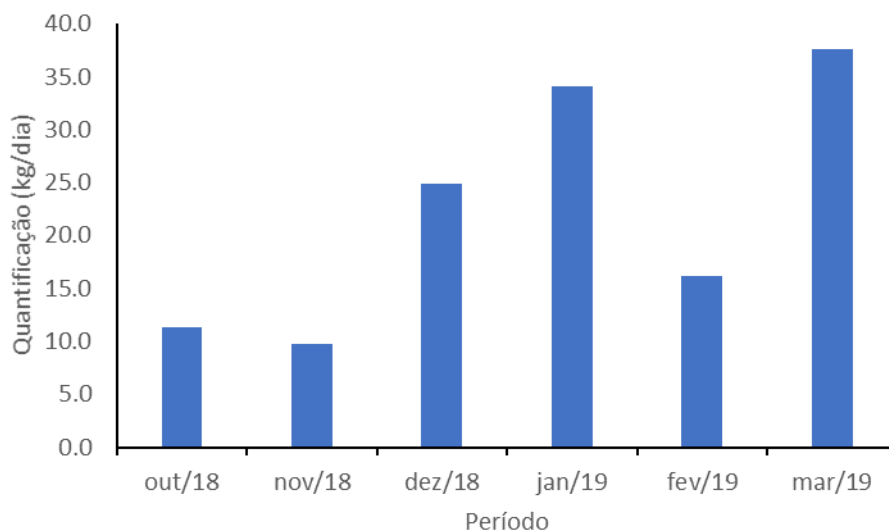
Período	Resíduo Destinado (kg)
Agosto/2018	75.51
Setembro/2018	121.42
Outubro/2018	81.52
Novembro/2018	107.68
Dezembro/2018	97.13
TOTAL	483.26

A usina de vermicompostagem foi capaz de reciclar aproximadamente 4% (483.26 kg) dos resíduos orgânicos gerados entre os meses de agosto e dezembro de 2018. Considera-se que há margem para crescimento do percentual de resíduos orgânicos reciclados, aumentando a quantidade de resíduos destinados mensalmente para a usina e, conseqüentemente, reduzindo o tempo de duração de um ciclo de reciclagem.

Logo, as estratégias de minimização de compostagem e vermicompostagem contribuíram para a redução de 21% de resíduos orgânicos a serem dispostos no aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa, mostrando que suas aplicações são viáveis e capazes de reduzir a geração de resíduos sólidos.

#### *Coleta Seletiva*

De acordo com a figura 11, os meses de outubro e novembro apresentam geração média de resíduos recicláveis semelhantes, 11.33 kg/dia e 9.8 kg/dia, respectivamente. Tal fato se dá por ser o início da prestação de serviços da cooperativa de reciclagem, com as coletas sendo realizadas em menores números em relação aos meses seguintes. Os meses de dezembro e janeiro apresentaram um crescente na geração de resíduos recicláveis. De novembro para dezembro, por exemplo, a coleta destes resíduos passou de 9.8 kg/dia para 24.83 kg/dia. Um dos motivos para essa ampliação é que em novembro a coleta era realizada apenas três vezes por mês, já em dezembro esse número aumentou para sete vezes por mês. O ápice da coleta de resíduos recicláveis ocorreu no mês de março, sendo destinados 37.54 kg/dia à cooperativa de catadores em oito coletas por mês.



**Figura 11.** Quantificação dos resíduos recicláveis gerados no hotel.

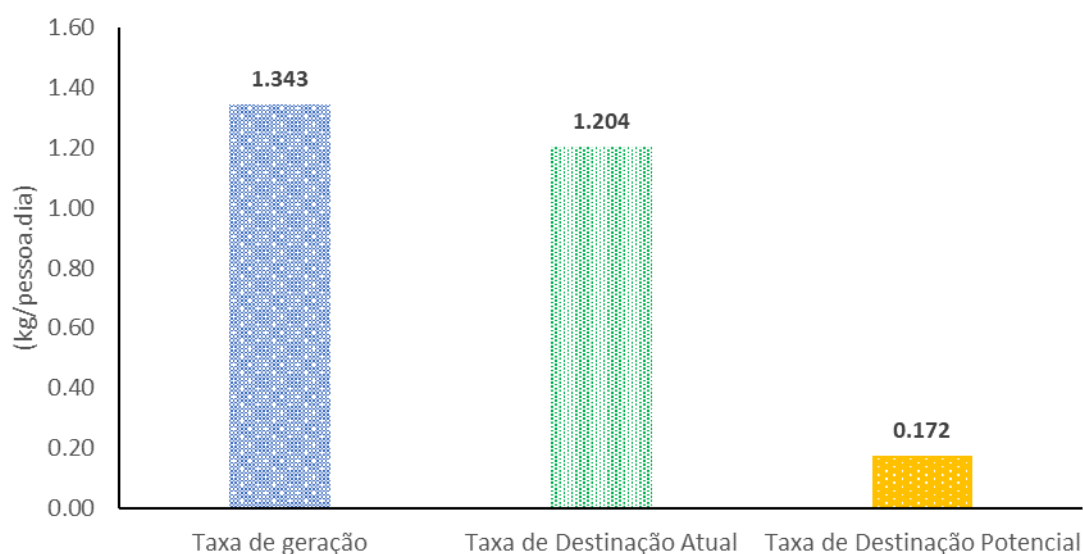
Após a aplicação desta estratégia de minimização, todos os resíduos recicláveis gerados no empreendimento são destinados para a cooperativa de catadores. Sendo assim, a coleta seletiva foi uma estratégia de viável aplicação no hotel analisado e contribuiu para a minimização do fluxo de resíduos recicláveis a serem dispostos em aterros sanitários.

#### Redução da taxa de destinação dos resíduos sólidos no setor hoteleiro

Atualmente 100% dos resíduos recicláveis secos são destinados a cooperativas de catadores, e 21% dos resíduos orgânicos gerados no empreendimento são reciclados através das usinas de compostagem e vermicompostagem. Portanto, ao longo do período de análise foram reciclados 27.68 kg/dia de resíduos sólidos, sejam eles orgânicos ou resíduos secos. A partir desta taxa de resíduos reciclados, a taxa de resíduos destinados ao aterro sanitário de João Pessoa foi reduzida de 1.321 kg/pessoa.dia para 1.161 kg/pessoa.dia, representando 12% a menos de resíduos destinados ao aterro sanitário.

As estratégias de minimização apresentaram potencial para destinar de forma ambientalmente adequada cerca de 85% os resíduos sólidos gerados no hotel. Para que isso seja viável é necessário que haja uma ampliação na usina de compostagem e/ou vermicompostagem, para que assim, todos os resíduos orgânicos possam ser reciclados no próprio empreendimento. Esta ampliação depende da disponibilidade de área no hotel, para que possam ser instaladas novas composteiras

Portanto, há um cenário potencial onde todos os resíduos orgânicos gerados são destinados às usinas de compostagem e vermicompostagem, os resíduos recicláveis às cooperativas de catadores e apenas os rejeitos dispostos no aterro sanitário da cidade de João Pessoa. A partir deste cenário proposto é possível calcular uma taxa potencial de destinação de resíduos sólidos ao aterro da cidade (Figura 12).



**Figura 12.** Comparativo entre as taxas de geração com e sem a aplicação de estratégias de minimização.

Conforme a figura 12, a aplicação de estratégias de minimização apresenta um potencial para reduzir o fluxo de resíduos a serem dispostos em aterro sanitário taxa per capita de para 0.195 kg/pessoa.dia, desde que todos os resíduos orgânicos gerados pelo hotel sejam reciclados nas usinas de vermicompostagem e compostagem. Assim sendo, tais estratégias se mostram eficazes na redução da disposição ambientalmente inadequada de resíduos sólidos em aterros sanitários, diminuindo a degradação social e ambiental decorrente desta prática.

Recomenda-se dessa forma, que o governo cumpra com a legislação ambiental brasileira, que impõe aos municípios a provisão de usinas de compostagem, dentre outras formas de destinação adequada. Outra recomendação é a de que os hotéis se unam para implantação conjunta de uma unidade de compostagem capaz de reciclar seus resíduos orgânicos.

## Conclusão

A taxa de geração de resíduos sólidos encontrada no hotel em análise foi de 1.321 kg/pessoa.dia, sendo composta por 76.49% de orgânicos, 8.67% de recicláveis e 14.85% de rejeitos.

A aplicação de estratégias de minimização se mostrou fundamental para a redução da disposição final de resíduos sólidos em aterro sanitário. As estratégias aqui aplicadas se provaram eficientes na redução da massa de resíduos sólidos a serem destinados ao aterro sanitário, já que a taxa de destinação per capita poderia ser reduzida em mais de 85%, para 0.195 kg/pessoa.dia. As estratégias são de fácil replicação, não sendo necessário uma mão de obra especializada, podendo ser implantadas em outros estabelecimentos de mesma natureza. Portanto, conclui-se que esta pesquisa pôde contribuir para o gerenciamento e gestão integrada dos resíduos sólidos gerados no hotel analisado.

## Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1996) *NBR 13591: Compostagem*. Rio de Janeiro. Acesso: 10 de outubro de 2018, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=4456>
- Abdulredha, M., Al Khaddar, R., Jordan, D., Kot, P., Abdulridha, A., Hashim, K. (2018) Estimating solid waste generation by hospitality industry during major festivals: A quantification model based on multiple regression. *Waste Management*, **77**, 388–400. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.025>
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo. Acesso: 01 de outubro de 2018, disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama/>
- Arbulú, I., Lozano, J., Maquieira, R. J. (2015) Tourism and solid waste generation in Europe: A panel data assessment of the Environmental Kuznets Curve. *Waste Management*, **46**, 628–636. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.014>
- Ball, S., Taleb, M. A. (2011) Benchmarking waste disposal in the Egyptian hotel industry. *Tourism and Hospitality Research*, **11**, 1-18. doi: <http://dx.doi.org/10.1057/thr.2010.16>
- Bashir, S., Goswami, S (2016) Tourism induced Challenges in Municipal Solid Waste Management in Hill Towns: Case of Pahalgam. *Procedia Environmental Sciences*, **35**, 77-89. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.048>
- Brasil (2010a) *Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010a. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*, Presidência da República. Casa Civil. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)
- Brasil (2010b) *Cartilha de Orientação Básica – Sistema Brasileiro de Classificação de Meios de Hospedagem*. Ministério do Turismo, Brasil. Acesso: 01 de outubro de 2018, disponível em: <http://classificacao.turismo.gov.br/MTUR-classificacao/mtur-site/>
- Dangi, M. B., Pretz, C. R., Urynowicz, M. A., Gerow, K. G., Reddy, J. M. (2010) Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. *Journal of Environmental Management*, **92**, 240-249. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.005>
- Goswami, L., Pratihari, S., Dasgupta, S., Bhattacharyya, P., Mudoi, P., Bora, J., Bhattacharya, S. S., Kim, K. K. (2016) Exploring metal detoxification and accumulation potential during vermicomposting of Tea factory coal ash: sequential extraction and fluorescence probe analysis. *Scientific Reports*, **6**, doi: <https://doi.org/10.1038/srep30402>



- Guidoni, L. L. C., Peruchini, B., Corrêa, L. B., Marques, R. V., Vieira, L. A., Siqueira, T. M., Corrêa, E. A. (2018) Solid waste generation in a hotel event service. *Rev. Int. Contam. Ambie*, **34** (2), 237-247. doi: <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2018.34.02.05>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) Pesquisa de Serviços de Hospedagem. Acesso em: 20 de janeiro de 2019, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100623.pdf>
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012) Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos – Relatório de Pesquisa. Acesso em 12 de outubro de 2018, disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009\\_relatorio\\_residuos\\_solidos\\_urbanos.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf)
- Mahaly, M., Senthilkumar, A. K., Arumugam, S., KaliyaperumaL, C., Karupannan, N. (2018) Vermicomposting of distillery sludge waste with tea leaf residues. *Sustainable Environment Research*, **28**, 223-227. doi: <https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.02.002>
- Padmavathiamma, P. K., Li, L. Y., Kumari, U. R. (2008) An experimental study of vermi-biowaste composting for agricultural soil improvement. *Bioresource Technology*, **99**, 1672-1681. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.028>
- Papargyropoulou, E., Wright, N., Lozano, R., Steinberger, J., Padfield, R., Ujang, Z. (2016) Conceptual framework for the study of food waste generation and prevention in the hospitality sector. *Waste Management*, **49**, 326-336. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.017>
- Peruchinn, B., Ferrão, A. L. L. C., Guidoni, L. L. C., Corrêa, E. K., Corrêa, L. B. (2015) Estudo da geração dos resíduos sólidos em hotel. *Revista Turismo - Visão e Ação - Eletrônica*, **17** (2) doi: <http://dx.doi.org/10.14210/rtva.v17n2.p301-322>
- Phu, S.T. P., Hoang, M.G., Fujiwara, T. (2018) Analyzing solid waste management practices for the hotel industry. *Global J. Environ. Sci. Manage*, **4** (1),19-30. doi: <http://dx.doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.01.003>
- Pirani, S.I., Arafat, H.A. (2014) Solid waste management in the hospitality industry: a review. *J. Environ. Manage*, **146**, P. 320–336. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.038>
- Sakai, E., Mendes, L. K. T. (2011) Minhocário como solução para o lixo orgânico da Escola Municipal Parque da Mangueira, Paraty, RJ. *Educação Ambiental BE-597*, **4**, 1-13.
- Sharma, K., Garg, V. K. (2018) Comparative analysis of vermicompost quality produced from rice straw and paper waste employing earthworm *Eisenia fetida* (Sav.) *Bioresource Technology*, **250**, 708–715. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.101>
- Singh, N., Cranage, D. A., Natha, A. (2014) Estimation of GHG Emission from Hotel Industry. *Anatolia – An International Journal of Tourism and Hospitality Research*, **25**, 39–48. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/13032917.2013.822817>
- Ting, L. S., Yee, T. S., Wai, C. W. (2016) Preferred Attributes of Waste Separation Behaviour: An Empirical Study. *Procedia Engineering*, **145**, 738 – 745. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.04.094>
- WTTC, World Travel & Tourism Council (2018) Travel & Tourism. Global economic impact & issues 2018. Acesso em 15 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.wttc.org/-/media/files/reports/economic-impact-research/2017-documents/global-economic-impact-and-issues-2018.pdf>
- Yadav, A., Garg, V. K. (2019), Biotransformation of bakery industry sludge into valuable product using vermicomposting. *Bioresource Technology*, **274**, 512–517. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.023>
- Zorpas, A. A., Voukkali, I., Loizia, P. (2014) The impact of tourist sector in the waste management plans. *Desalination and Water Treatment*, **1**(9), 1 - 9. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.934721>

# REVISTA AIDIS

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

## DESTINAÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTO: PROPOSIÇÃO PARA AUXÍLIO EM TOMADAS DE DECISÃO A PARTIR DE UMA REVISÃO DE LITERATURA

Dayane Batista Gonçalves <sup>1</sup>  
\* Marcos Paulo Gomes Mol <sup>2</sup>

### FINAL DESTINATION OF BIOSOLIDS: PROPOSITION FOR SUPPORT IN DECISION MAKES FROM A LITERATURE REVIEW

Recibido el 11 de junio de 2019; Aceptado el 4 de abril de 2020

#### Abstract

*The choice of good alternatives for the final disposal for life cycle in wastewater treatment plants (WWTP) is a complex and conflicting decision. It involves technical, economic, environmental and leisure modalities, which are the boundaries of the treatment plant and which knowledge is of extreme importance for an appropriate and feasible decision. The objective of this work is to present a proposal of questionnaire that aims to diagnose the situation of WWTP, from a literature review, as well as approach the main criteria for evaluating alternatives for the final disposal of biosolids. It is expected to enable a previous analysis of more appropriate solutions, compatible with the expectations and objectives of managers of public or private sanitation companies, assisting them in decision making. The questionnaire was submitted to three sanitation technical professionals to test its comprehension, to test its explicitness and functionality. According to the analysis done by the professionals, improvements were implemented in the questionnaire, making it more appropriate to meet the proposed objective.*

**Keywords:** *sewage sludge, final destination, decision-making, evaluation of alternatives.*

<sup>1</sup> Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.

<sup>2</sup> Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias. Belo Horizonte, Brasil.

\**Autor correspondente:* Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias – FUNED. Rua Conde Pereira Carneiro, 80. Bairro Gameleira. Cidade Belo Horizonte. Estado Minas Gerais. Código Postal (CEP) 30510-010. Brasil.

Email: [marcos.mol@funed.mg.gov.br](mailto:marcos.mol@funed.mg.gov.br)

## Resumo

A escolha da melhor alternativa para destinação final do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto (ETE) é uma decisão complexa e conflitante. As variáveis que envolvem os processos abrangem aspectos técnicos, econômicos, ambientais e legais, que ultrapassam os limites da estação de tratamento e cujo conhecimento é de extrema relevância para uma decisão adequada e viável. Este trabalho pretende apresentar uma proposta de questionário que objetiva diagnosticar a situação de ETEs, a partir de uma revisão de literatura, e abordar os principais critérios de avaliação de alternativas para a destinação final do lodo de esgoto. Espera-se possibilitar uma análise prévia de soluções mais adequadas, compatíveis com as expectativas e objetivos de gestores em empresas públicas ou privadas de saneamento, auxiliando-os nas tomadas de decisão. O questionário elaborado foi submetido a três profissionais técnicos da área de saneamento, para testar sua compreensão e funcionalidade. De acordo com a análise destes técnicos, foram implementadas melhorias no questionário, tornando-o apropriado para o objetivo proposto.

**Palavras chave:** biossólidos, destinação final, tomada de decisão, avaliação de alternativas.

## Introdução

Os esgotos domésticos necessitam ser coletados e tratados antes de serem lançados na natureza, com a finalidade de assegurar a qualidade das águas e, conseqüentemente, atender aos padrões legais de lançamento no corpo receptor, eliminando ou reduzindo os índices de doenças de veiculação hídrica (Von Sperling, 2014; FEAM, 2015).

São várias as tecnologias utilizadas para tratar os esgotos sanitários em estações de tratamento de esgoto (ETE), seja por processos físico-químicos ou biológicos, tendo este último maior destaque no Brasil. A escolha da tecnologia mais adequada para um determinado local depende de diversos fatores, sendo os principais as condições locais, as características dos esgotos, disponibilidade de área, aspectos econômicos, a eficiência requerida do tratamento em conformidade com a classe de enquadramento do corpo hídrico receptor, dentre outros (Von Sperling, 2014; FEAM, 2015; Mendonça; Mendonça, 2016; ANA, 2017).

Como resultado, o tratamento de esgoto gera o efluente tratado, que é lançado nos rios, além de gerar outros subprodutos como espuma, gases e lodo de esgoto (LE). O LE necessita de tratamento e destinação final adequada para evitar a geração de impactos ambientais ou até mesmo comprometer os benefícios do sistema de coleta e tratamento de esgotos, conforme alertam Andreoli *et al.* (2014). Observa-se uma tendência mundial para a valorização de alguns subprodutos, favorecendo a sustentabilidade das ETEs e gerando soluções ambientais em tempos de escassez de recursos naturais e forte apelo à conservação ambiental.

Os índices de coleta e tratamento de esgoto no Brasil são muito baixos (ANA, 2017). As redes coletoras de esgotos alcançam 61.4% da população urbana brasileira, o que não significa que todo esgoto coletado é conduzido a uma ETE, restando 65 milhões de pessoas que não dispõem de sistema coletivo para afastamento dos esgotos sanitários. A parcela atendida com coleta e tratamento dos esgotos representa apenas 42.6% da população urbana total (ANA, 2017). As conseqüências desse fato são apontadas pela Pesquisa de Informações Básicas

Municipais - MUNIC 2017, cujos resultados indicam que 36.5% dos impactos ambientais ocorridos nos 5,570 municípios do país foram resultantes da destinação inadequada de esgoto doméstico (IBGE, 2017).

A situação evidencia que há necessidade de um aumento significativo no número de ETEs no país, mas esta perspectiva aponta outro grave problema, a produção de lodo de esgoto, que também precisa ser solucionado (Lee, 2011; Silva *et al.*, 2017). Segundo Batista (2015), a gestão adequada do LE constitui-se em um desafio para os projetistas e operadores dos sistemas, em função de sua composição variável e grandes volumes gerados.

De acordo com Andreoli *et al.* (2014), não há dados consistentes referentes à produção e disposição final de lodo no Brasil e, portanto, tem-se que trabalhar com estimativas a partir das informações sobre a população beneficiada com serviços de coleta e tratamento de esgoto e o volume per capita de lodo desaguado (seco) a ser disposto, que os autores consideram ser da ordem de 0.1 a 0.15 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Sendo assim, para se ter uma noção da dimensão do problema, se todo volume de esgoto coletado no país fosse tratado, considerando que 61.4% da população brasileira é atendida com coleta de esgotos, a estimativa de geração de lodos no país atualmente seria de 10 a 15.5 mil toneladas por dia de lodo desaguado a ser disposto. Estes autores ressaltam que o destino final adequado do LE é um fator fundamental para o sucesso de um sistema de saneamento.

Dentre as alternativas ambientalmente corretas, a disposição em aterros sanitários é a mais comum no Brasil. Porém resulta em elevados gastos com transporte, além do desperdício do potencial energético do LE (Rosa *et al.*, 2015). Entretanto, Andreoli *et al.* (2014) ressaltam o crescente interesse pela reciclagem agrícola de lodo no país como potencial alternativa de reuso deste resíduo, com destaque para algumas cidades dos estados do Paraná, São Paulo e Distrito Federal.

Assim, como reflexo das crescentes exigências da sociedade e das agências ambientais por melhores padrões de qualidade ambiental, os gestores públicos e privados dos serviços de saneamento se veem obrigados a assumir práticas mais sustentáveis (Martins, 2016). Contudo, de acordo com Andreoli *et al.* (2014), o tratamento e a disposição final do LE geralmente são negligenciados na concepção das estações de tratamento de esgoto.

De fato, a escolha da destinação final mais adequada para um determinado sistema é uma decisão difícil, uma vez que essa avaliação é complexa e deve considerar o maior número de variáveis intrínsecas ao processamento do lodo, que nem sempre são mensuráveis e que muitas vezes são conflitantes. Essas variáveis envolvem aspectos técnicos, econômicos, ambientais e legais, que ultrapassam os limites da estação de tratamento e cujo conhecimento é de extrema relevância para uma decisão mais assertiva e menos subjetiva possível (Frasson, 2011; Andreoli *et al.*, 2014).

A relevância do tema deste trabalho na atualidade e para o futuro do saneamento em nosso país foi a principal motivação para sua escolha. O avanço lento tanto da legislação nacional

quanto de investimento das empresas de saneamento em tecnologias e processos ambientalmente adequados para a destinação final de resíduos sólidos no Brasil gera prejuízos em todas as dimensões (social, ambiental, econômica e técnica).

Nesse contexto, os objetivos deste trabalho foram realizar uma revisão da literatura sobre o tratamento e destinação de lodos de esgotos no Brasil e propor um modelo de questionário como primeiro passo no complexo processo de avaliação de alternativas para destinação final do LE, visando auxiliar aos gestores na tomada de decisão e, conseqüentemente, contribuir para o desenvolvimento do saneamento.

### **Método**

O trabalho consistiu em uma revisão bibliográfica e a proposição de um questionário para análise prévia de alternativas de destinação final para o lodo de esgoto.

A consulta à literatura teve a finalidade de identificar o conhecimento do atual cenário nacional com relação ao esgotamento sanitário, com foco nas práticas de tratamento e destinação final do LE. Foram realizadas buscas por publicações técnico-científicas no Google Acadêmico, a partir do ano de 2012, utilizando os principais descritores: “lodo de esgoto”, “reaproveitamento do lodo de esgoto no Brasil”, “potencial do lodo de esgoto”, “valorização do lodo de esgoto”, “análise de alternativas”, “viabilidade no uso do lodo de esgoto”. Predominaram as publicações sobre o aproveitamento do LE em áreas agrícolas e em áreas degradadas. Especificamente sobre a comparação de alternativas para destinação final do LE, alguns autores enfatizam a importância de se identificar os principais critérios para avaliação e escolha da alternativa mais viável em cada contexto.

Também foram acessadas fontes literárias e cartilhas, estudos de órgãos federais e estaduais, como da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM MG), da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Para elaboração do questionário proposto neste trabalho baseou-se principalmente no livro “Lodo de esgotos: tratamento e disposição final”, dos especialistas Andreoli et al. (2014), e a dissertação de mestrado da autora Vanzeto (2012), visto que os mesmos abordam sobre a importância de um diagnóstico preliminar da ETE e a consideração de alguns critérios de avaliação de alternativas, aspectos estes imprescindíveis para possibilitar uma análise prévia de soluções mais adequadas para a destinação do LE.

O questionário foi constituído por 26 questões, ordenadas da seguinte forma: as primeiras questões sobre as condições locais e regionais, sobre o sistema de esgotamento sanitário existente e sobre o tratamento de esgoto adotado; na sequência, as questões abordaram a geração de lodo, seu tratamento e disposição final existentes; e, por fim, buscou-se identificar as possibilidades locais, as potencialidades e expectativas dos gestores quanto às melhorias na implementação de processos, necessários para propiciar a escolha mais adequada para a destinação final do LE. Ressalta-se que estas informações são importantes para a tomada de

decisão, pois possibilitam identificar os inúmeros fatores técnicos, econômicos, ambientais e sociais que envolvem os processos.

O questionário elaborado foi submetido a avaliação prévia de técnicos da área de saneamento, para testar sua compreensão e funcionalidade. O encaminhamento ocorreu no período de fevereiro a março de 2019. Com o retorno dos questionários, avaliou-se a sua aplicabilidade e eficácia para o objetivo proposto, que era conhecer a realidade e as possibilidades de cada ETE, relativas ao tratamento e destinação final do LE, com o propósito de contribuir para uma decisão consciente e apropriada. As recomendações dos profissionais foram incorporadas visando melhorar o questionário e torná-lo mais adequado à prática.

### Resultados e discussão

#### O lodo de esgoto: revisão sobre o tratamento e a destinação final

Segundo a literatura especializada, existem dois conceitos para o resíduo sólido oriundo do tratamento de esgotos, lodo de esgoto e biossólido. Especialistas consideram que lodo de esgoto é o termo usado para os sólidos antes do tratamento adequado para a disposição final, enquanto que biossólido se trata da valorização desse subproduto, após o tratamento adequado, podendo ser reaproveitado devido ao seu elevado teor em matéria orgânica e nutrientes, implicando em diversos benefícios para o solo, por exemplo (Vanzetto, 2012; Von Sperling, 2014; Batista, 2015; Martins, 2016).

Os principais componentes do LE são, além da matéria orgânica, agentes patogênicos, metais tóxicos e contaminantes orgânicos variados, cujas quantidades variam conforme as características do esgoto afluente e do processo de tratamento adotado (Vanzetto, 2012; Andreoli *et al.*, 2014; Batista, 2015).

Embora seja considerado um resíduo sólido, o LE caracteriza-se por possuir grande umidade, geralmente mais de 95% de água. Portanto, a redução do seu volume propicia uma disposição mais adequada, a redução do custo de transporte e de disposição final, além de minimizar os riscos de poluição ao meio ambiente. Assim, segundo Batista (2015), o lodo removido nas diferentes etapas do tratamento de esgoto, devido ao volume gerado e à composição variável, constitui-se um problema particularmente complexo.

Nesse contexto, é imprescindível o conhecimento dos requisitos necessários à aplicação das técnicas de tratamento de esgoto disponíveis, das características do lodo e seu comportamento nas diversas etapas de tratamento, bem como da quantidade de LE gerada, com vistas a melhor orientar as decisões quanto ao seu processamento e alcançar a qualidade desejável para sua correta utilização ou destinação (Andreoli *et al.*, 2014; Batista, 2015). Essa inter-relação deve ser analisada antes da avaliação de alternativas de processamento e destinação final do LE, visto que nem todo sistema de tratamento de esgoto gera quantidade de lodo suficiente ou mesmo com qualidade aceitável, que justifique o investimento em tecnologias de processamento complexas e caras. Além disso, existem concepções de ETE que não necessitam de descarte contínuo do lodo gerado, como é o caso das lagoas facultativas.

O conjunto de ações destinadas ao tratamento e destinação final do LE compõem o gerenciamento do lodo, conforme a Tabela 1.

**Tabela 1.** Principais etapas do gerenciamento do lodo e seus respectivos objetivos.

Etapa	Objetivos	Processos utilizados
Adensamento	Remoção de umidade (redução de volume)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Adensamento por gravidade</li> <li>* Flotação</li> <li>* Centrífuga</li> <li>* Filtro prensa de esteiras</li> </ul>
Estabilização	Remoção da matéria orgânica (redução de sólidos voláteis)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Digestão anaeróbia</li> <li>* Digestão aeróbia</li> <li>* Tratamento térmico</li> <li>* Estabilização química</li> </ul>
Condicionamento	Preparação para desidratação (principalmente mecânica)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Condicionamento químico</li> <li>* Condicionamento térmico</li> </ul>
Desaguamento	Remoção de umidade (redução de volume)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Leitões de secagem</li> <li>* Lagoas de lodo</li> <li>* Filtro prensa</li> <li>* Centrífuga</li> <li>* Filtro prensa de esteiras</li> <li>* Filtro a vácuo</li> <li>* Secagem térmica</li> </ul>
Higienização	Remoção de organismos patogênicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Adição de cal (caleação)</li> <li>* Tratamento térmico</li> <li>* Compostagem</li> <li>* Oxidação úmida</li> <li>* Outros (radiação gama, solarização, etc)</li> </ul>
Disposição final	Destinação final dos subprodutos	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Reciclagem agrícola</li> <li>* Recuperação de áreas degradadas</li> <li>* Landfarming</li> <li>* Uso não agrícola (fabricação de lajotas, combustível, etc)</li> <li>* Incineração</li> <li>* Oxidação úmida</li> <li>* Aterro Sanitário</li> </ul>

Fonte: adaptado de Andreoli et al. (2014).

A etapa de higienização do LE é indispensável quando a destinação final adotada for a reciclagem agrícola, para reduzir a patogenicidade a níveis que não venham causar riscos à saúde da população, aos trabalhadores que vão manuseá-lo e impactos negativos ao meio ambiente (Andreoli et al., 2014).

Observou-se que os processos de tratamento do LE apresentam complexidade variada, desde a ação da própria gravidade para decantação do lodo, até a utilização de polímeros ou equipamentos de desidratação mecânica, resultando em teores de umidade cada vez menores, além de implicar em custos também variados. Vanzetto (2012) aborda que os leitões de secagem, por exemplo, são uma das técnicas mais antigas utilizadas, que apresenta simplicidade operacional e baixo custo de implantação, mas em contrapartida, requerem áreas extensas de implantação e clima propício. Enquanto que a utilização de centrífugas

constitui um processo tecnicamente mais complexo e com maiores custos de manutenção e operação, elevado consumo de energia, mas independem das condições climáticas e disposição de área, além de agilizar o processo de desidratação do lodo.

Já com relação à destinação final para o LE, atualmente, estudos e experiências internacionais têm apontado para várias alternativas com foco no seu reaproveitamento. A realidade nacional, no entanto, ainda está aquém do ideal em termos de sustentabilidade. De acordo com Andreoli *et al.* (2014), não há dados consistentes referentes à produção e disposição final de lodo no Brasil. A disposição em aterros sanitários é a alternativa mais utilizada no Brasil, mais ainda é comum no país o lançamento do LE em corpos receptores, comprometendo os benefícios do investimento realizado nos sistemas de coleta e tratamento de esgotos (Andreoli *et al.*, 2014), ou mesmo a sua disposição em valas na área da própria ETE ou aterros controlados, sem a mínima preocupação com a contaminação do solo e lençóis freáticos, além de propiciar transtornos à população do entorno das ETes.

Esta prática está em desacordo com a Lei nº 12305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e a Resolução CONAMA 375/2006, que preconizam como alternativas ambientalmente corretas à destinação final do lodo a sua disposição em aterro sanitário ou a aplicação no solo, esta última com critérios mais rigorosos.

A disposição em aterros sanitários e a incineração são alternativas ambientalmente corretas, mas que desperdiçam o potencial do LE (Frasson, 2011; Andreoli *et al.*, 2014; Rosa *et al.*, 2015; Scalize *et al.*, 2015; Vieira, 2015).

Scalize *et al.* (2015) realizou um mapeamento das principais tendências do uso e disposição do LE no Brasil entre os anos de 2004 e 2014, concluindo que 91.7% das 301 publicações técnico-científicas encontradas, apontam para a aplicação em solo, seja para produção vegetal ou para recomposição de áreas degradadas. E ainda aponta um discreto avanço em pesquisas (8.3% dos artigos) voltadas para outros tipos de reciclagem desse lodo, como na produção de artefatos cerâmicos, na construção civil e geração de energia. Há também estudos sobre a pirólise do lodo (degradação térmica), para produção de biocombustíveis para utilização industrial, como a pesquisa de Pedroza *et al.* (2017) na ETE Vila União, em Palmas/TO.

Sobre a aplicação do LE no solo, que se destaca como maior tendência, alguns estados já desenvolvem trabalhos consistentes há algum tempo, com destaque para o estado do Paraná, além de algumas propostas em São Paulo e no Distrito Federal.

A SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná, se destaca como referência no gerenciamento do lodo, com a agricultura como destinação final prioritária, atendendo aos parâmetros de qualidade exigidos pela Resolução CONAMA 375/2006 (Brasil, 2006) e gerando um adubo Classe A, que é doado aos agricultores sem custo algum, principalmente da região metropolitana de Curitiba, a uma distância máxima de 140 km e média de 65 km, contribuindo para a recuperação de solos e reduzindo custos com disposição em aterros sanitários (Bittencourt *et al.*, 2017).



Recentemente, em 2018, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) recebeu autorização do Ministério da Agricultura para produzir e comercializar adubo natural a partir do LE, produto chamado de Sabesfértil. A produção ocorrerá inicialmente na ETE Lageado, em Botucatu, onde ao lado foi construída uma estufa de secagem e compostagem do lodo para transformação em adubo. O estudo que levou à criação do Sabesfértil começou no final de 2014, em parceria com a UNESP (Universidade Estadual Paulista) e a FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo). O produto gerado passou por pesquisas na Fazenda Experimental da UNESP, sob a coordenação da Faculdade de Ciências Agrônômicas (FCA), com resultados muito positivos, que garantem a segurança do produto sem qualquer tipo de risco a quem for utilizá-lo, conforme divulgado pela SABESP. O fertilizante orgânico pode ser aplicado por fazendeiros em diversos cultivos, como cana-de-açúcar, café, maçã, laranja, milho, soja. De posse do registro no MAPA (Ministério da Agricultura), resta à companhia definir como será feita a comercialização do fertilizante aos agricultores (SABESP, 2018).

Os benefícios da aplicação do LE no solo vão além de uma solução para o problema de saneamento no país, uma vez que também promove redução da exploração de recursos naturais, como minérios utilizados na fabricação de adubos químicos, na redução de utilização de áreas para construção de aterros sanitários e prolongamento da vida útil dos existentes, além de redução de custos para produtores agrícolas e empresas de saneamento (Rodrigues, 2018). Vieira (2015) destaca que “o reuso do lodo de esgoto com a disposição em solos atende aos requisitos da busca por uma alternativa que traga vantagens agrônômicas, ambientais e econômicas”, além de ser uma alternativa ambiental e socialmente saudável se devidamente atendidas as legislações. Contudo, a autora ressalta a necessidade de mais estudos na área para revisão e atualização das legislações que tratam do tema no Brasil, levando-se em consideração as condições de solos e clima do país, haja vista que foram baseadas em legislações estrangeiras.

Em seu estudo sobre a viabilidade econômica do uso do lodo na agricultura, Rodrigues (2018) comprova que existe rentabilidade econômica para o produtor rural com a substituição de fertilizantes químicos nitrogenados por LE, em algumas culturas específicas, mesmo com o custo de frete para utilizar o LE. Já Martins (2016) avaliou economicamente a produção do lodo de esgoto compostado com e sem material estruturante para fins de uso agrícola, demonstrando que os processos de compostagem e de revolvimento do lodo seco representam 38% e 27% do custo para disposição em aterro, respectivamente, concluindo que qualquer um dos processos adotados será economicamente mais viável do que a disposição em aterro.

Em um trabalho mais recente, Visentin *et al.* (2020) também avaliaram a viabilidade econômica da compostagem do LE produzido na ETE localizada na Fazenda Experimental Lageado, no município de Botucatu, misturado com bagaço de cana-de-açúcar ou casca de eucalipto, em seis cenários. Além do acompanhamento do processo e coleta de dados, os autores elaboram fluxos de caixa representados pela diferença entre o investimento em instalações e equipamentos, custos da operação de compostagem e as receitas de

comercialização do fertilizante orgânico e da economia de custos com transporte e disposição do lodo de esgoto em aterro sanitário. O estudo demonstrou a viabilidade econômica do projeto para a combinação do LE com o bagaço de cana-de-açúcar, tomando-se como receita a comercialização do fertilizante orgânico e a economia de custos com o transporte e a disposição do lodo de esgoto em aterro sanitário, cujos resultados dos cálculos dos indicadores foram: Valor presente líquido (VPL) de R\$ 3,669,997, Taxa interna de retorno (TIR) igual a 84%, Payback descontado (PBD) de 1.3 anos e Relação benefício custo (B/C) de 2.83.

Outra alternativa que visa a sustentabilidade para as ETEs é a geração de energia térmica ou elétrica, através do LE, associado ao aproveitamento também do biogás. A SANEPAR tem apostado nesta tecnologia, através da empresa CS BIOENERGIA, criada em sociedade com a empresa CATALINI em 2014, cujo objetivo é a geração de energia a partir da biodigestão do lodo, adicionado de compostos orgânicos dos resíduos coletados de grandes geradores como shoppings, restaurantes ou CEASA (Centrais de Abastecimento). A usina foi instalada às margens da ETE Belém, em São José dos Pinhais, e está em fase de pré-operação desde 2018. Segundo a empresa, quando estiver em pleno funcionamento, a usina de biodigestão terá em sua primeira fase capacidade instalada de 2.8 MW de energia elétrica, o suficiente para abastecer 2,100 unidades consumidoras ou 8,400 pessoas (SANEPAR, 2018).

Rosa *et al.* (2015) ressalta que estas alternativas se tratam de tecnologias avançadas, com altos custos de instalação e operação, tornando-se inviáveis para ETEs de pequeno e médio porte. De acordo com Matos; Paternostro (2018), o Brasil ainda não consegue realizar esse aproveitamento e se encontra numa fase de adaptação das tecnologias estrangeiras nas estações de tratamento já existentes e que não foram concebidas para tal finalidade. A Tabela 2 relaciona os principais pontos positivos e negativos associados a cada uma das modalidades de destinação final mais comuns, de acordo com Andreoli *et al.* (2014) e Batista (2015). Percebe-se que são muitas as variáveis e os aspectos que devem ser considerados no tratamento e destinação do LE. Contudo, especialistas da área afirmam que estes processos geralmente são negligenciados na concepção das ETEs na maioria dos casos, apesar de representar um percentual de 20 a 60% do custo de operação das mesmas e de implicar em dificuldades operacionais, altos custos emergenciais e geração de impactos ambientais (Andreoli *et al.*, 2014; Vieira, 2015).

Goffi (2017) ressalta que “a limitação de recursos financeiros, a problemática de hierarquia, a necessidade de transparência na decisão, critérios de decisão conflitantes, de naturezas diferentes, e múltiplos objetivos” são alguns dos problemas envolvidos na priorização de projetos na área sanitária. No entanto, a sociedade e as agências ambientais têm sido mais exigentes, cobrando por melhores padrões de qualidade ambiental e forçando os gestores públicos e privados dos serviços de saneamento a tomar posturas mais sustentáveis (Martins, 2016; Silva *et al.*, 2017). Goffi (2017) afirma que toda avaliação neste nível precisa ser feita considerando múltiplos critérios. Estes critérios dizem respeito à aspectos de ordem técnica, econômica, ambiental e social. Desta forma, alguns critérios de viabilidade para avaliação de alternativas de destinação final para o LE, de acordo com a revisão bibliográfica, foram elencados na Tabela 3.



**Tabela 2.** Vantagens e desvantagens das alternativas de destinação de lodo comumente adotadas

Alternativa de disposição	Vantagens	Desvantagens	Análise preliminar
Incineração	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Redução drástica de volume</li> <li>* Esterilização</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Custos elevados</li> <li>* Disposição das cinzas</li> <li>* Poluição atmosférica</li> </ul>	É objeto de tratado internacional com o objetivo de diminuir o seu emprego (Convenção Estocolmo 2001)
Aterro Sanitário	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Baixo custo</li> <li>* Não necessita estabilização</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Exigência de teor de sólidos entre 35 e 40%, para reduzir o volume de lodo e a produção de lixiviado</li> <li>* Necessidade de grandes áreas</li> <li>* Localização próxima a centros urbanos</li> <li>* Características especiais de solo</li> <li>* Isolamento ambiental</li> <li>* Produção de gases e percolado</li> <li>* Dificuldade de reintegração da área após desativação</li> <li>* Risco de contaminação do solo e águas subterrâneas, se não operado adequadamente</li> </ul>	<p>Alternativa pode ser aplicada nos casos em que as características do lodo não se enquadrem nos requisitos de usos benéficos do resíduo.</p> <p>Pode ser utilizada codisposição em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos.</p>
Landfarming - disposição superficial no solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Degradação microbiana de baixo custo</li> <li>* Disposição de grandes volumes por unidade de área</li> <li>* Não exige estabilização prévia do lodo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Exige grandes áreas</li> <li>* Acúmulo de metais pesados e elementos de difícil decomposição no solo</li> <li>* Possibilidade de contaminação do lençol freático</li> <li>* Liberação de odores e atração de vetores</li> <li>* Dificuldade de reintegração da área após desativação</li> </ul>	Não há aproveitamento dos nutrientes do lodo
Recuperação de áreas degradadas	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Taxas elevadas de aplicação</li> <li>* Resultados positivos sobre a reconstituição do solo e flora</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Odores</li> <li>* Limitações de composição e uso</li> <li>* Contaminação do lençol freático, fauna e flora</li> </ul>	Muitas áreas de exploração poderiam ser recuperadas e o uso do lodo poderia favorecer a execução dos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas - PRADs
Reciclagem agrícola	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Grande disponibilidade de áreas</li> <li>* Efeitos positivos sobre o solo</li> <li>* Solução a longo prazo</li> <li>* Potencial como fertilizante</li> <li>* Resposta positiva das culturas ao uso</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Limitações referentes a composição e taxas de aplicação</li> <li>* Contaminação do solo com metais</li> <li>* Contaminação de alimentos com elementos tóxicos e organismos patogênicos</li> <li>* Odores</li> </ul>	O uso do lodo pode minimizar a aplicação de fertilizantes e aumentar a produtividade de várias culturas.
Produção de substrato vegetal	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Promove o uso integrado de resíduos (lodo de ETE, lodo de ETA, resíduos de poda)</li> <li>* Reduz custo com o uso de fertilizantes minerais</li> <li>* Alta capacidade de retenção de água</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Necessidade de grandes quantidades de resíduos estruturantes</li> </ul>	Pode ser utilizado na manutenção de grandes jardins e parques. Solução como destinação adequada para os resíduos de poda.
Matéria-prima na fabricação de cerâmica vermelha	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Alternativa de disposição para lodos cujas características apresentem limitação de aplicação no solo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Exigência de técnicas e maquinários para fabricação</li> <li>* Risco de contaminação, no caso de manejo manual</li> <li>* Exigência de baixo teor de matéria orgânica</li> <li>* Teor de umidade como fator limitante</li> </ul>	Possibilidade de uso em olarias para atender o mercado local.
Uso na indústria cimenteira	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Alternativa de disposição para lodos cujas características apresentem limitação de aplicação no solo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Necessidade de coprocessamento, a altas temperaturas, promovendo poluição atmosférica, caso não operado adequadamente</li> </ul>	Assim como a incineração de resíduos, essa alternativa deve ser evitada sempre que possível, devido aos riscos de poluição atmosférica

Fonte: adaptado de Andreoli et al., 2014 e Batista, 2015.

**Tabela 3.** Principais critérios para análise de alternativas para destinação final de lodo de esgoto

Dimensão	Crítérios	Descrição	Autor
Econômica	Custo de implantação	Refere-se aos custos de investimento em obras civis, áreas necessárias, mão de obra, equipamentos, material de manuseio ou movimentação do lodo na ETE, instalações elétricas, hidráulicas, licenciamentos.	Vanzetto (2012) e Andreoli et al (2014)
	Custo de operação	Refere-se aos custos de amortização e operação de obras civis e equipamentos, manutenções, consumo de energia, consumo de matérias primas, transporte e manuseio, mão de obra, gestão e controle.	
Ambiental	Impactos negativos na implantação	Refere-se aos transtornos à população do entorno, geração de odor, ruídos, alterações do tráfego, valorização ou desvalorização imobiliária, atração de insetos, alterações do ambiente (desmatamento, terraplenagem), riscos de contaminação do ar, do solo e da água.	Vanzetto (2012) e Andreoli et al (2014)
	Impactos negativos na operação		
	Potencial poluidor do lodo		
	Contaminação do lençol freático		
Social	Aceitabilidade do processo	Reflete o desempenho operacional e a segurança da alternativa adotada, inferidos pela aceitabilidade da população e dos empregados, aplicação de normas de operação e uso de EPI, pelo controle dos parâmetros microbiológicos do lodo, identificação e tratamento dos gases e subprodutos tóxicos que possam ser problemáticos.	Vanzetto (2012)
	Proteção à segurança e à saúde no trabalho		
Técnica	Eliminação de organismos patogênicos	Refere-se às implicações hidráulicas, climáticas, às instalações existentes e adequações necessárias, estruturas de projeto; ao desempenho operacional, como tempo de operação, manutenção e eficiência do processo de tratamento; ao monitoramento e controle; ao nível de especialização de mão de obra, ao grau de automação e emprego de tecnologias; à necessidade de áreas para processamento, armazenagem e aplicação; à capacidade do processo em absorver variações de quantidade e qualidade do lodo; à logística e transporte, à identificação de potenciais consumidores do produto final, dentre outros.	Vanzetto (2012), Godoy (2013), Andreoli et al (2014) e Batista (2015)
	Emissão de gases e outros subprodutos tóxicos		
	Complexidade de construção e instalação		
	Complexidade operacional		
	Atendimento aos parâmetros exigidos pela legislação		
	Demanda por energia elétrica		
	Demanda por área		
	Consumo de produtos químicos		
	Susceptibilidade ao clima		
	Demanda de estocagem		
	Flexibilidade do processo		
	Características hidrogeológicas da região		
	Presença de áreas agrícolas licenciadas na região		
Existência de mercado consumidor			
Presença de grandes geradores de resíduo orgânico na região (supermercados, Ceasa, outros)			

### Proposta de questionário para avaliação de alternativas de destinação final de LE

O questionário constitui uma ferramenta muito utilizada na pesquisa científica. Seu principal objetivo é subsidiar as informações relevantes para a análise de determinada situação, para a qual se exige uma decisão coerente e assertiva (Melo; Bianchi, 2015).

Conforme já mencionado, são muitas as variáveis e os aspectos que devem ser considerados no tratamento e destinação do LE. Daí a importância de se fazer um levantamento sobre a real situação da ETE e as possibilidades de implementação.

Através de um questionário, os gestores dos serviços de saneamento podem levantar esses dados para avaliar e definir os projetos que sejam tecnicamente viáveis para cada ETE, visando encontrar alternativas com os melhores compromissos, que considerem critérios relacionados às características do ambiente e às preferências do grupo envolvido no processo. De posse destas informações, pode-se elaborar uma matriz de avaliação, que permite visualizar quais os fatores que possuem maior peso dentre as alternativas de destinação final para o LE e assim auxiliar na tomada de decisão. Contudo, o presente trabalho visa apenas a proposição do questionário, como primeira etapa do complexo processo de avaliação de alternativas, ficando a matriz de avaliação como sugestão para trabalhos futuros.

Vanzetto (2012) desenvolveu um complexo trabalho de elaboração de uma metodologia para análise tecnológica das alternativas de desaguamento do lodo de esgoto, e elencou alguns critérios essenciais para tal avaliação. Em função da inter-relação destinação final – processamento do lodo, pode-se inferir, através do trabalho desta autora, que tal correlação se estende para os critérios de avaliação de alternativas, tanto para o tratamento quanto para a destinação final do LE. Assim, foram considerados no questionário 22 critérios, importantes segundo vários autores, apresentados na Tabela 3.

Tais critérios dizem respeito às principais dimensões que o gerenciamento do LE abrange. São aspectos técnicos, ambientais, sociais e econômicos intrínsecos aos processos. Nas dimensões ambientais e sociais, exige-se o cumprimento das legislações vigentes e exigências da sociedade, que prezam pela preservação ambiental, o bem estar e a segurança da população. Já as dimensões técnicas e econômicas estão mais associadas à escolha da estratégia mais compatível com a realidade, pois a escolha de uma tecnologia avançada ou a adoção de uma alternativa de forma generalizada nem sempre significa a alternativa mais adequada para determinada situação. A complexidade, os custos e benefícios das alternativas devem ser avaliadas com propriedade, para não incorrer em ineficiência dos processos e desperdício de recursos, que já são limitados (Vanzetto, 2012; Andreoli *et al.*, 2014).

O fator econômico não deve ser preponderante na tomada de decisões, como é comum se observar nas experiências de países em desenvolvimento, pois muitas vezes ela induz os gestores

a decisões inapropriadas com graves impactos negativos (Von Sperling, 2014). Portanto, o ideal é a adoção de um conjunto de fatores que representam as boas práticas e soluções ambientalmente benéficas, associadas também a um retorno econômico.

Técnicos da área de saneamento foram convidados a testar a funcionalidade do questionário, selecionados devido ao conhecimento e a propriedade no assunto em questão, no período de fevereiro a março de 2019. O resultado do teste apontou pontos positivos, como a pertinência do assunto na atualidade e sua contribuição para o avanço de soluções urgentes e mais sustentáveis para a questão do lodo de esgoto no Brasil. Também apontou a necessidade de melhorias na formulação das perguntas, com inserção de opções de resposta mais específicas e mais padronizadas, reduzindo respostas genéricas ou imensuráveis.

Foram incluídas 02 questões sugeridas pelos técnicos, totalizando assim 28 questões, além de melhorias tanto na formulação das perguntas, quanto nas opções de respostas, tornando o questionário mais objetivo para a pesquisa desejada. A proposta de questionário para avaliação das alternativas de destinação final de LE está apresentado na Tabela 4, a seguir.

**Tabela 4.** Proposta de questionário para avaliação das alternativas de destinação final de LE.

**Assunto:** Destinação final de lodo proveniente de estações de tratamento de esgotos: revisão da literatura e proposição para auxílio em tomadas de decisão.

1. Qual a população urbana estimada, atendida com coleta e tratamento de esgoto?  
 < 5,000 hab  50,000 – 250,000 hab  
 5,000 – 10,000 hab  > 250,000 hab  
 10,000 – 50,000 hab
2. Quais os níveis socioeconômicos predominantes na população local?  
 muito baixo  médio  muito alto  
 baixo  médio alto  
 médio baixo  alto
3. Quais atividades econômicas típicas na região?  
 Agricultura  Pecuária  
 Exploração de recursos naturais  Comércio  
 Indústrias  Outras \_\_\_\_\_
4. Quais tipos de indústrias abaixo existem no município?  
 Indústrias químicas (farmacêuticas, curtumes,  Indústrias da construção civil (cimenteira, cerâmica, de  
formulação de compostos orgânicos ou inorgânicos, concreto, vidros, etc)  
lavanderias, petroquímicas, formulação e corantes e  
pigmentos)  
 Indústrias metalúrgicas (galvanoplastias, fundições)  outras \_\_\_\_\_  
 Indústria têxtil
5. A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) se localiza próximo à áreas residenciais?  
 Sim  Não
6. Existem áreas agrícolas num raio de até 150 km da ETE?  
 Sim  Não  
*Justificativa para o questionamento: A referência de 150 km foi baseada no trabalho que é realizado pela SANEPAR, onde até a distância de 140 km a empresa disponibiliza o biossólido sem ônus para o produtor rural. A questão seria a viabilidade do fornecimento gratuito em relação aos custos para encaminhamento para aterros sanitários.*
7. Qual a origem do esgoto afluente na ETE?  
 essencialmente doméstica  efluentes não domésticos
8. Existem critérios estabelecidos pela empresa, para recebimento de efluentes não domésticos na rede pública?  
 Sim  Não

**Tabela 4.** Proposta de questionário para avaliação das alternativas de destinação final de LE (continuação).

9. No caso de haver contaminação com efluentes não domésticos, a empresa tem interesse em melhorar a qualidade do esgoto, visando usos benéficos do lodo?  
 Sim  Não
10. Quais os processos de tratamento de esgoto sanitário existentes?  
 Decantação primária  Tratamento biológico anaeróbio  
 Precipitação química por coagulantes de ferro ou alumínio  outros \_\_\_\_\_  
 Tratamento biológico aeróbio
11. Qual a tecnologia de tratamento de esgoto empregada?  
 Lagoas facultativas  Lodos ativados convencional  
 Reator anaeróbio de manta de lodo (UASB)  Lodos ativados aeração prolongada  
 Reator UASB + pós tratamento  Infiltração  
 Tanques sépticos  Capineiras  
 Filtros anaeróbios  Biorreator de membrana  
 Filtro biológico percolador  Wetlands  
 Biofiltros aerados sumersos  outros \_\_\_\_\_
12. Que tipo de lodo é produzido na ETE?  
 Lodo primário ou bruto  Lodo anaeróbio estabilizado  
 Lodo digerido  Lodo misto  
 Lodo aeróbio não estabilizado  Lodo químico  
 Lodo aeróbio estabilizado
13. Qual a quantidade de lodo gerada na ETE?  
 Alta  Média  Baixa
14. Existe processamento de lodo na ETE?  
 Sim  Não  Parcialmente
15. Quais as unidades de processamento de lodo existentes na ETE?  
 Adensamento  Desaguamento  
 Estabilização  Higienização  
 Condicionamento  Compostagem
16. Caso exista, como é feita a desidratação do lodo?  
 Leitões de secagem  Filtros à vácuo  
 Lagoas de lodos  Prensas desaguadoras  
 Centrífugas  Filtros prensa  
 outros \_\_\_\_\_
17. O lodo apresenta alguma característica extrema (metais tóxicos, compostos orgânicos persistentes), maior do que a considerada normal?  
 Sim  Não  Não há dados
18. Existe algum processo de higienização do lodo? Qual?  
 Compostagem (leiras)  Calagem  
 Compostagem (reator)  Secagem térmica  
 Digestão aeróbia autotérmica  Incineração  
 Pasteurização  Não existe
19. Como o lodo é armazenado na ETE até a sua disposição final?  
 Caçambas descobertas  Contêiner  
 Caçambas cobertas  outros \_\_\_\_\_
20. Atualmente, qual a destinação final adotada para o lodo gerado na ETE?  
 Aterro controlado na área da ETE  Incineração  
 Aterro sanitário na área da ETE  Disposição no solo  
 Aterro sanitário municipal  outros \_\_\_\_\_  
 Aterro sanitário privado
21. Qual o tipo de transporte utilizado para movimentação externa do lodo?  
 Caçamba  Contêiner  
 Caminhão basculante  outros \_\_\_\_\_
22. Alguns estados brasileiros já instituíram o Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR), cujo objetivo é o controle e a gestão de resíduos pelos órgãos do Sistema Estadual de Meio Ambiente. Caso exista em seu estado, o mesmo está sendo preenchido?  
 Sim  Não

**Tabela 4.** Proposta de questionário para avaliação das alternativas de destinação final de LE (continuação).

23. A ETE possui área disponível para implantação de novas unidades de tratamento, caso necessário?  
( ) Sim ( ) Não
24. Existem áreas licenciadas disponíveis no entorno da ETE, como possibilidade de ampliação?  
( ) Sim ( ) Não
25. É necessária a incorporação de outros equipamentos para o gerenciamento adequado do lodo?  
( ) Sim ( ) Não
26. Qual o grau de automação da ETE?  
( ) Nenhum ( ) Médio  
( ) Baixo ( ) Alto
27. Já houve interesse de consumidores locais no reaproveitamento do lodo?  
( ) Sim ( ) Não  
( ) Não há dados
28. Quais problemas mais relevantes envolvem o gerenciamento do lodo na ETE em questão?  
( ) Baixo desempenho na desidratação do lodo  
( ) Ausência de área para desidratação e acondicionamento do lodo  
( ) Emissão de odor e atração de vetores  
( ) Condições climáticas locais desfavoráveis para desidratação do lodo  
( ) Mão-de-obra insuficiente ou desqualificada para o tratamento/manuseio do lodo  
( ) Indisponibilidade financeira para implantação ou alteração de processos  
( ) Baixa produção de lodo  
( ) Produção de lodo maior que estimada em projeto  
( ) Composição do lodo de diversas origens  
( ) Ausência de controle laboratorial da qualidade do lodo  
( ) Paralisações constantes devido manutenções dos equipamentos  
( ) Rotina operacional de descarte de lodo insuficiente  
( ) Dificuldade de remoção do lodo do processo de tratamento  
( ) Altos custos com transporte do lodo  
( ) Altos custos de destinação final do lodo  
( ) Elevado consumo de energia elétrica  
( ) Considerável consumo de produtos químicos  
( ) Remoção e destinação inadequados  
( ) Dificuldades operacionais (compactação do lodo, períodos chuvosos, colmatação do lodo em drenos internos, outros)

## Conclusões

A revisão de literatura proporcionou o conhecimento das dificuldades que envolvem o gerenciamento e a destinação final do lodo de esgoto no Brasil, tornando tais decisões muito complexas e até conflitantes, e revelando que há necessidade de mais estudos na área, padronizações e atualização ou mesmo aprovação de legislações mais flexíveis e coerentes com a realidade nacional.

A proposta de questionário apresentada por este trabalho demonstrou ser uma ferramenta útil, objetiva e coerente para obtenção de informações que visam uma análise prévia dos processos envolvidos na escolha da destinação adequada para o lodo de esgoto, bem como dos critérios mais relevantes de acordo com os objetivos dos gestores, o que subsidiará uma avaliação mais completa para orientar uma decisão viável e satisfatória. Através desta análise prévia é possível elaborar uma matriz de avaliação de alternativas, que elencará quais as soluções mais viáveis para cada caso.



## Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília: Acesso em: 01 ago 2018, disponível em: [http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoDeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo\\_livro.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoDeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf)
- Andreoli, C. V., Von Sperling, M., Fernandes, F. (2014) *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*, 2a ed., UFMG, Belo Horizonte, 444 pp.
- Batista, L. F. (2015) *Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final*, Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 197 pp. Acesso em: 18 maio 2018, disponível em: <http://repositorio.unb.br/handle/10482/18139>
- Bittencourt, S., Aisse, M. M., Serrat, B. M. (2017) *Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do estado do Paraná*, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(6), 1129-1139. Acesso em 09 jun 2018, disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/322362722\\_Gestao\\_do\\_uso\\_agricola\\_do\\_lodo\\_de\\_esgoto\\_estudo\\_de\\_caso\\_do\\_estado\\_do\\_Parana\\_Brasil](https://www.researchgate.net/publication/322362722_Gestao_do_uso_agricola_do_lodo_de_esgoto_estudo_de_caso_do_estado_do_Parana_Brasil)
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006) *Resolução CONAMA nº 375*, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 29 de agosto de 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305*, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 02 de agosto de 2010. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)
- SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (2018) *Sabesp transforma lodo gerado no tratamento de esgoto em adubo*. Acesso em: 04 mar 2019, disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/imprensa/noticias-detalle.aspx?secaoid=65&id=7905>
- SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná (2018) *Sanepar apresenta soluções sustentáveis no Smart City Expo*. Acesso em: 24 de março de 2019, disponível em: <http://site.sanepar.com.br/noticias/sanepar-apresenta-solucoes-sustentaveis-no-smart-city-expo>
- Frasson, A. C. (2011) *Escolha de alternativa tecnológica para tratamento e destino final de lodo gerado no tratamento de efluentes líquidos de agroindústrias com base no método AHP*, Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 70 pp. Acesso em: 15 ago 2018, disponível em: <http://www.bibliotecadigital.uel.br/document/?code=vtls000166569>
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente (2018), *Orientações básicas para operação de estações de tratamento de Esgoto*, Belo Horizonte. Acesso em: 27 maio 2018, disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/2015/Minas trata esgoto/Anexo 3 - Cartilha ETE final - Vers%C3%A3o 2015.pdf>
- Godoy, L. C. de (2013) *A logística na destinação do lodo de esgoto*, *Revista Científica On-line: Tecnologia, Gestão e Humanismo*, **2**(1), 79-90. Acesso em: 10 jun 2018, disponível em: <http://www.fatecguaratingueta.edu.br/revista/index.php/RCO-TGH/article/view/43>
- Goffi, A. dos S. (2017) *Uso da análise multicritério para a seleção de tecnologias de tratamento de efluentes*, Dissertação (Mestrado), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 113 pp. Acesso em: 15 ago. 2018, disponível em: [http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2433/1/PB\\_PPGEPS\\_M\\_Goffi\\_Andr%C3%A9ia%20dos%20Santos\\_2017.pdf](http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2433/1/PB_PPGEPS_M_Goffi_Andr%C3%A9ia%20dos%20Santos_2017.pdf)
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) *Perfil dos municípios brasileiros: Coordenação de população e indicadores sociais*. Acesso em: 22 set. 2018, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101595.pdf>

- Lee, E. S. H. (2011) Caracterização do lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE) e estudo sobre seu potencial energético, *Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, Londrina, Brasil. Acesso em: 19 maio 2018, disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/X-001.pdf>
- Martins, S. F. (2016) *Análise econômica da produção de lodo de esgoto compostado para uso na agricultura*, Dissertação (Mestrado), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 60 pp. Acesso em: 23 jun 2018, disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/144598>
- Matos, M. D. D., Paternostro, A. G. (2018) *Pesquisa exploratória de tecnologias para geração de energia a partir do tratamento de efluente líquido*, *Cadernos de Prospecção*, **11**(1), 114-126. Acesso em: 20 maio 2018, disponível em: <https://portalseer.ufba.br/index.php/nit/article/view/23199>
- Melo, W. V. de, Bianchi, C. S. (2015) Discutindo estratégias para a construção de questionários como ferramenta de Pesquisa, *Revista Brasileira de Ensino de Ciência e Tecnologia*, **8**(3). Acesso em: 05 jan 2019, disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbect/article/view/1946>
- Mendonça, S. R., Mendonça, L. C. (2016) *Sistemas sustentáveis de esgotos: orientações técnicas para projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reúso na agricultura*, 2a ed., Blucher, São Paulo, 364 pp.
- Pedroza, M. M., Pedrosa, A. L., Paz, E. C. S., Vieira, G. E. G., Souza, J. F. (2017) Pirólise de lodo de esgoto em cilindro rotativo para a produção de biocombustíveis, *Revista AIDIS*, **10**(2), 151-163. Acesso em: 07 jun 2018, disponível em: <http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/56600>
- Rodrigues, J. S. B. (2018) *Viabilidade econômica da utilização de lodo de esgoto na substituição da adubação química Nitrogenada*, Dissertação (Mestrado), Universidade do Sagrado Coração, Bauru, 66 pp. Acesso em: 04 mar 2019, disponível em: <https://tede2.usc.br:8443/handle/tede/436>
- Rosa, A. P., Chernicharo, C. A. L., Melo, G. C. B. (2015) Contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETES em processos térmicos, *Revista DAE*, **63**(198), 55-62.
- Scalizi, P. S., Castro, A. L. F. G., Silva, O. R. (2015) Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014, *Multi-Science Journal*, **1**(2), 66-73. Acesso em: 19 maio 2018, disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/xmlui/handle/ri/14570>
- Silva, A. L., Monção, S. H., Vianna, R., Nery, I. M. (2017) Análise de alternativas de processo e disposição de lodo de esgoto na agricultura: quando a atratividade econômica e a preservação ambiental caminham juntas, *Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, Brasil. Acesso em: 10 ago 2018, disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wpcontent/uploads/2017/11/III-197.pdf>
- Vanzetto, A. S. (2012) *Análise das alternativas tecnológicas de desaguamento de lodos produzidos em estações de tratamento de esgoto*, Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 159 pp. Acesso em: 06 ago 2018, disponível em: <http://repositorio.unb.br/handle/10482/12062>
- Vieira, T. A. (2015) *Implicações da disposição de lodo de estação de tratamento de esgoto em solo no Brasil*, Monografia (Graduação), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 44 pp. Acesso em: 19 maio 2018, disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/132440>
- Visentin, R., Mateus, C., Esperancini, M., Villas Boas, R. (2020) *Viabilidade econômica da compostagem de lodo de esgoto para uso agrícola*, *Revista Holos Environment*, **20** (2), 152-167. Acesso em: 12 mar 2020, disponível em: <https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/12372>
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgoto: Princípio do tratamento biológico de águas residuárias*, 4a ed., UFMG, Belo Horizonte, 452 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## MODELAGEM DE RECALQUES DE LONGO PRAZO DE UM ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL – ANÁLISE CRÍTICA DE TRÊS MODELOS EMPÍRICOS

\* Michelle Granha Giorgini <sup>1</sup>  
Cícero Antônio Antunes Catapreta <sup>2</sup>  
Gustavo Ferreira Simões <sup>3</sup>

### MODELING OF LONG-TERM SETTLEMENTS OF AN EXPERIMENTAL SANITARY LANDFILL – CRITICAL ANALYSIS OF THREE EMPIRICAL MODELS

Recibido el 12 de junio de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

#### Abstract

*One of the tools used for the estimation of long-term settlements of landfills is the use prediction models. Estimation of settlements and their rates are relevant to determine the landfill lifespan, since municipal solid wastes present large settlements. Settlement prediction is extremely complex, due to material heterogeneity and the various mechanisms involved in the process. This paper presents a continuation of the study by Simões and Catapreta (2013), in which data of 6 years of settlement monitoring of the experimental landfill of Belo Horizonte were used to predict long term settlements with three models (rheological, hyperbolic and composite), comparing the results with actual field data of 13 years. In addition, a new calibration of the models was performed with data of 13 years. The parameters obtained in the calibration were used to predict the settlements of another 20 years. The results confirmed the need of using long periods of monitoring records to predict values closer to those observed in field. The results for the long-term settlement prediction obtained by the hyperbolic and rheological models significantly underestimate the settlements, regardless the period of data used in the calibration. The best fits were obtained with the composite model.*

**Keywords:** landfill, monitoring, municipal solid waste, settlements, settlements model.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, Brasil.

<sup>2</sup> Superintendência de Limpeza Urbana-SLU, Belo Horizonte-MG, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG, Brasil

\*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Escola de Engenharia da UFMG, Bloco 1, Sala 4527, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha – 31270-901 - Belo Horizonte – MG – Brasil. Email: [michellegranhagiorgini@gmail.com](mailto:michellegranhagiorgini@gmail.com)

## Resumo

Uma das ferramentas utilizadas para a estimativa de recalques a longo prazo em aterros sanitários são os modelos de previsão de recalques. A estimativa de recalques e as velocidades com que eles ocorrem são importantes na determinação da vida útil dos aterros, tendo em vista que os resíduos sólidos urbanos sofrem grandes recalques. A previsão de recalques em aterros sanitários é extremamente complexa por se tratar de materiais heterogêneos com propriedades variáveis no tempo e aos diferentes mecanismos envolvidos no processo. Este artigo apresenta a continuação do estudo realizado por Simões e Catapreta (2013), no qual foram utilizados registros de 6 anos de monitoramento de recalques no aterro sanitário experimental de Belo Horizonte para previsão de recalques de longo prazo, utilizando três modelos (reológico, hiperbólico e composto), e comparando com os registros atuais de 13 anos de monitoramento. Além disso, uma nova calibração dos modelos foi realizada com os registros de 13 anos. Os parâmetros obtidos na calibração foram usados para prever os recalques de mais 20 anos. Os resultados confirmaram a necessidade de utilização de longos períodos de registros de monitoramento para a previsão de valores mais próximos aos observados em campo. Os resultados para a previsão de recalques a longo prazo obtidos pelos modelos hiperbólico e reológico subestimaram significativamente os recalques, independentemente do período de registros utilizado na calibração. Os melhores ajustes foram obtidos com o modelo compósito.

**Palavras chave:** aterro sanitário, modelos de recalque, monitoramento, recalques, resíduos sólidos urbanos.

## Introdução

A geração de resíduos sólidos é uma das grandes preocupações ambientais do mundo moderno. Com o crescimento populacional e o avanço da industrialização, o homem passou a consumir cada vez mais produtos menos duráveis e/ou descartáveis, acarretando no aumento da quantidade de resíduos gerados. Juntamente com esse crescimento populacional, surgem demandas por infraestrutura, tais como gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (GRSU). Um dos principais problemas desse gerenciamento, principalmente na etapa de disposição final, é que os resíduos sólidos urbanos (RSU) são materiais extremamente heterogêneos e de comportamento geomecânico e hidráulico complexo.

Sob o ponto de vista geotécnico, a principal característica dos RSU, que dificulta a avaliação do seu comportamento, é a biodegradabilidade, que tem como consequência a constante alteração de suas propriedades geomecânicas e hidráulicas. Dentre os aspectos que merecem destaque citam-se os recalques, que constituem um sério problema do ponto de vista geotécnico.

A estimativa dos recalques e o seu monitoramento em aterros sanitários são importantes, pois permitem, por exemplo: a determinação da real capacidade de armazenamento e a vida útil do aterro sanitário, fator importante na gestão de resíduos; o desenvolvimento de estudos para o reaproveitamento do local após o fechamento; a avaliação da estabilidade geotécnica dos taludes; e o desempenho da cobertura final, pois esta pode ser prejudicada por trincas oriundas dos recalques diferenciais, o que consequentemente aumenta a infiltração da água da chuva, podendo comprometer a estabilidade do aterro (Sowers, 1973; Park *et al.*, 2002; Boscov, 2008; Teixeira e Pinheiro, 2018).

Estimativas de recalques totais de aterros sanitários variam de 25 a 50 % (Wall e Zeiss, 1995; Edgers *et al.*, 1992). Segundo Ling *et al.* (1998), os recalques finais em um aterro sanitário podem ser de 30 a 40% da altura inicial, ao longo de sua vida útil.

A identificação dos mecanismos responsáveis pelo desenvolvimento de recalques em aterros de disposição de RSU é de extrema importância para a interpretação do comportamento, proposição de modelos de previsão e realização de simulações.

A previsão de recalques em aterros de RSU é difícil devido à ampla gama de fatores de influência. McDougall (2011) discute de forma abrangente os principais fatores que influenciam os recalques em aterros sanitários. Estes incluem: composição de resíduos e porcentagem do material degradável; peso específico, índice de vazios e teor de umidade iniciais; dimensões do aterro; métodos de compactação; sequência de enchimento do aterro; pré-tratamento de resíduos (incineração, compostagem, mistura e fragmentação); nível e flutuação dos líquidos lixiviados no interior do aterro; temperatura; existência de sistemas de coleta e extração de gases; características da cobertura final; clima; e história de tensões, envolvendo todas as etapas de operação e após o fechamento.

Segundo Liu *et al.* (2006), os modelos existentes para avaliação de recalques de aterros sanitários podem ser divididos nas seguintes categorias: (1) Modelos baseados nas expressões da teoria de adensamento de Terzaghi, que são normalmente aplicados no cálculo de recalques primário e secundário em solos; (2) Modelos Reológicos, onde o comportamento de compressão de resíduos é modelado com utilização de conceitos e parâmetros reológicos dos materiais; (3) Modelos de Biodegradação, nos quais a biodegradação da matéria orgânica é considerada na formulação; (4) Modelos de Regressão que utilizam funções comuns, tais como logarítmicas, hiperbólicas, potência, bi-linear, multi-linear etc.

McDougall (2011) apresenta ainda uma ampla revisão dos mecanismos e fatores influentes, bem como um histórico da evolução dos modelos de previsão. O autor destaca que grande parte dos modelos disponíveis são os chamados modelos dependentes do tempo, que utilizam diversos tipos de funções matemáticas, e que não incorporam, em geral, as interações de longo prazo entre os fatores que controlam a evolução dos recalques, em especial a parcela da biodegradação. Mesmo com essas limitações, os modelos dependentes do tempo vêm sendo estudados, principalmente por sua simplicidade.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar a continuação de um estudo realizado por Simões e Catapreta (2013), no qual foram utilizados registros de 6 anos de monitoramento de recalques no aterro sanitário experimental de Belo Horizonte para previsão de recalques de longo prazo, utilizando três modelos dependentes do tempo (reológico,

hiperbólico e compósito). As previsões de longo prazo, realizadas por Simões e Catapreta (2013), são comparadas aos registros atuais, de aproximadamente 13 anos de monitoramento. Em seguida, uma nova calibração foi realizada com conjuntos de registros de campo de 13 anos de monitoramento, com o objetivo de obter parâmetros para o conjunto total de registros obtidos e, a partir deste, simular uma previsão de recalques para um período de 20 anos.

### Metodologia

O trabalho foi desenvolvido no aterro sanitário experimental implantado na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da BR 040 – CTRS BR 040, em Belo Horizonte.

O aterro sanitário experimental foi implantado entre os anos de 2004 e 2005 e possui uma área de aproximadamente 5.260m<sup>2</sup> e uma altura total de 3.80m, sendo 3.20m de resíduos e 0.60m de cobertura final. Foram dispostos nesse aterro cerca de 8.600t de RSU o que corresponde a um volume de 11.550m<sup>3</sup>.

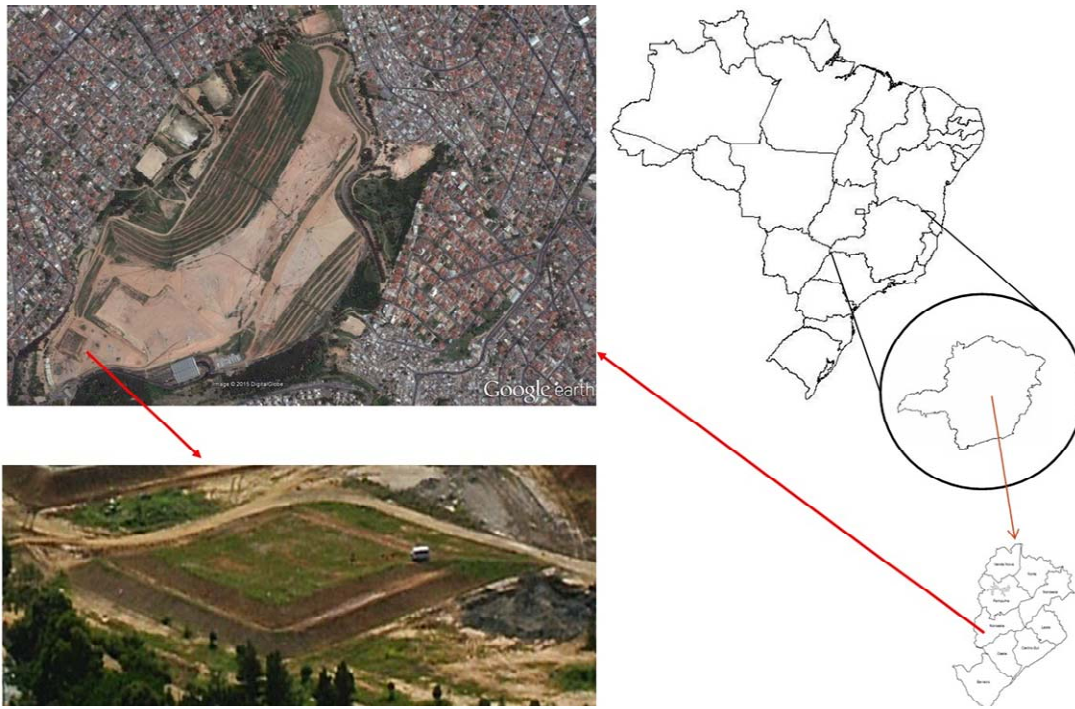
O aterro experimental foi dividido em seis células, as quais foram preenchidas com o mesmo tipo de resíduo, mas submetidas a diferentes condições de compactação. A energia de compactação de campo (número de passadas do equipamento compactador) e inclinação da face de trabalho foram variados para obter diferentes pesos específicos iniciais para cada célula. A tabela 1 apresenta os pesos específicos iniciais para as 6 faixas do aterro.

**Tabela 1.** Pesos específicos iniciais para as 6 faixas do aterro.

	Faixas					
	1	2	3	4	5	6
Peso Específico (kN.m <sup>3</sup> )	7.3	5.8	8.1	8.2	8.1	8.0

O projeto e a construção deste aterro experimental foram realizados visando a uniformidade da composição dos resíduos. A composição gravimétrica média dos RSU dispostos em todas as faixas do aterro foram: matéria orgânica: 62%; papel e papelão: 10%; plásticos: 11%; metais: 2%; vidros: 3%; resíduos de construção e demolição: 3%; borracha, espuma e cerâmica: 1%; madeira, têxteis e couro: 4%; e outros: 5%.

A Figura 1 mostra a localização da CTRS BR 040, em relação à cidade de Belo Horizonte e do aterro sanitário experimental. Detalhes do projeto, construção e do programa de monitoramento do aterro sanitário experimental são descritos em Catapreta (2008).



**Figura 1.** Localização da CRTS BR-040 e vista aérea do Aterro Sanitário Experimental.

Para o monitoramento dos recalques do aterro sanitário experimental, foram instalados 18 medidores de recalques superficiais, distribuídos nas 6 faixas. Os medidores foram instalados no contato entre os resíduos e a camada de cobertura final. A Figura 2 mostra a localização desses medidores. Neste trabalho foram utilizados os registros de aproximadamente 13 anos, correspondendo ao período de junho de 2005 a dezembro de 2018.

Levando-se em conta as propriedades geotécnicas e a homogeneidade do solo sob o aterro experimental, associadas às baixas tensões induzidas pelo aterro experimental, os recalques de longo prazo da fundação não foram considerados.

A Figura 3 apresenta as deformações observadas em campo nos 18 medidores de recalques, que variaram entre 36 e 48%, no período de 13 anos. Essa grande variação observada é reflexo da heterogeneidade dos resíduos, bem como dos diferentes pesos específicos iniciais de cada faixa associados aos diferentes mecanismos que ocorrem em pontos distintos do aterro sanitário experimental.

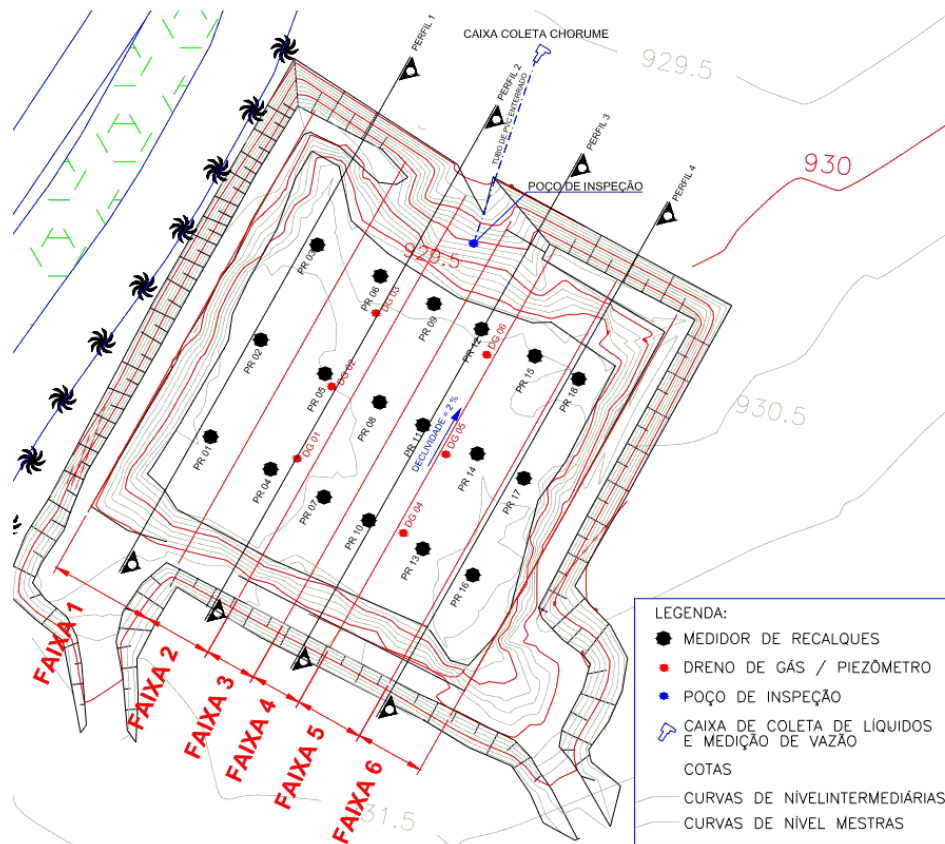


Figura 2. Localização dos medidores de recalque no aterro sanitário experimental (Catapreta, 2008).

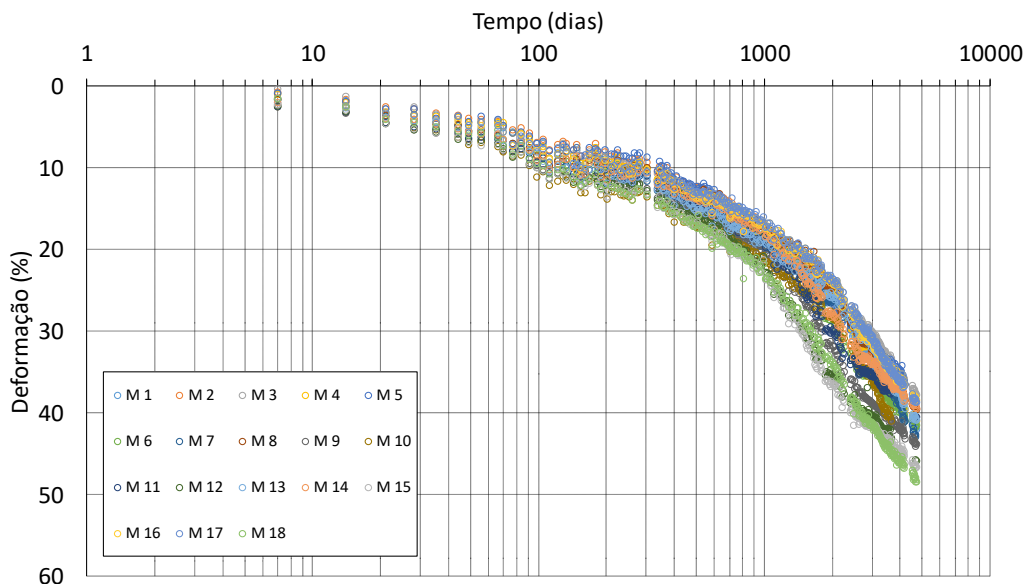


Figura 3. Deformações observadas em campo.



### Modelos de previsão de recalques de longo prazo avaliados

Três modelos empíricos de previsão de recalques de longo prazo foram utilizados para avaliar o comportamento do Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte. Os modelos utilizados são descritos a seguir.

#### Modelo Hiperbólico

Ling *et al.* (1998) analisando as limitações dos modelos de Yen e Scanlon (1975) e Edil *et al.* (1990), propuseram a utilização de uma função hiperbólica para a estimativa de recalques em aterros de resíduos sólido urbanos. O modelo é descrito pela Equação (1).

$$S = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}}} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

t = diferença entre o instante considerado e o início das medidas ( $t = t_i - t_0$ )

S = diferença entre o recalque no instante considerado e o recalque inicial ( $S = S_i - S_0$ )

$\rho_0$  = taxa ou velocidade inicial de recalques

$S_{ult}$  = recalque final

#### Modelo Reológico

Edill *et al.* (1990) propuseram um modelo visco-elástico linear baseado no modelo reológico de Gibson e Lo (1961), utilizado para avaliação da compressão secundária em solos turfosos e orgânicos. O modelo associa em série um elemento de Hooke (mola com constante a), que simula a compressão primária do resíduo, a um elemento Kelvin, traduzido pela associação em paralelo de um elemento de Hooke (mola com constante b) e um elemento de Newton (amortecedor com viscosidade  $\lambda/b$ ), que simula a compressão secundária do elemento.

Após a aplicação de um incremento de tensão, que pode ser originado pelo peso próprio do resíduo ou de cargas aplicadas na superfície, a mola de constante a, se comprime instantaneamente, de maneira análoga à compressão primária. A compressão do elemento Kelvin é retardada pelo amortecedor, de maneira similar à compressão secundária sob tensão efetiva constante. A carga é, então, transferida progressivamente para a segunda mola, de constante b. Após um certo tempo, toda a tensão efetiva será suportada pelas duas molas. Dessa forma, o recalque do resíduo pode ser avaliado pela Equação (2).

$$S(t) = H \cdot \Delta\sigma \left[ a + b \left( 1 - e^{-\frac{\lambda}{b}t} \right) \right] \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

S(t) = recalque no tempo

a e b = parâmetros de compressibilidade primária e secundária

$\lambda/b$  = taxa de compressão secundária

H = altura inicial do resíduo

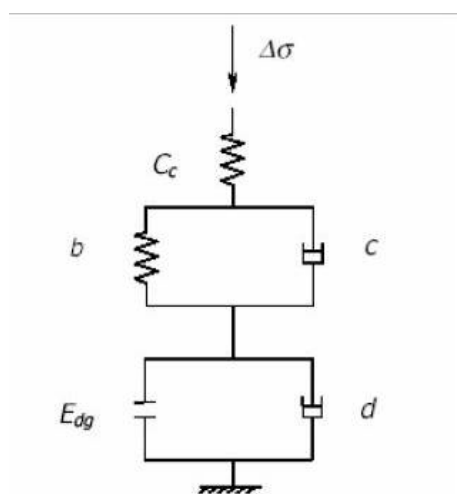
$\Delta\sigma$  = tensão de compressão

t = tempo após a aplicação da carga

### Modelo Compósito

O Modelo Compósito apresentado por Marques (2001) distingue as fases de compressão mecânica primária, secundária e compressão biológica secundária, com leis físicas e parâmetros próprios. Nessas fases são considerados o incremento de tensões verticais, a fluência devida ao peso próprio e à sobrecarga, e a parcela devida ao processo de degradação dos resíduos, respectivamente.

Esse processo pode ser representado por três corpos reológicos. Eles seriam uma mola de Hooke de constante  $C_c$  (compressão mecânica primária); associada a um corpo de Kelvin (compressão mecânica secundária), representado pela associação em paralelo de um elemento de Hooke (mola com constante  $b$ ) e um elemento de Newton (amortecedor de viscosidade  $c$ ); e um terceiro corpo (compressão biológica secundária) representado pela associação em paralelo de um elemento de compressão finita ( $E_{dg}$ ) e elemento de Newton (amortecedor de viscosidade  $d$ ) (Marques, 2001). A representação do modelo Reológico Compósito é ilustrada na Figura 4.



**Figura 4.** Modelo compósito (Marques, 2001).

Analiticamente, o modelo apresenta-se na Equação (3). A aplicação desse modelo está associada à sequência construtiva do aterro e hipóteses de tempo nas componentes de compressão dependentes desse parâmetro. O recalque total é acumulativo, derivado da superposição dos efeitos sobre cada camada.

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = C_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma \cdot b \cdot (1 - e^{-c \cdot t}) + E_{dg} \cdot (1 - e^{-d \cdot t}) \quad \text{Equação (3)}$$

Em que:

$\varepsilon$  = deformação

$\Delta H$  = recalque

H = altura da coluna de resíduos

$C_c'$  = coeficiente de compressão mecânica primária

$\sigma_0$  = tensão vertical inicial

$\Delta\sigma$  = incremento de tensão vertical

b = coeficiente de compressão mecânica secundária

c = taxa de compressão mecânica secundária

Edg = compressão total devido à degradação dos resíduos

d = taxa de compressão biológica secundária

t' = tempo a partir da aplicação do carregamento

t'' = tempo a partir da disposição dos resíduos

### Comparação entre registros de campo e recalques simulados

Simões e Catapreta (2013) apresentam um estudo utilizando a calibração dos três modelos de recalques apresentados, considerando os registros de campo observados durante os 6 primeiros anos de monitoramento do aterro sanitário experimental de Belo Horizonte. Os registros foram divididos em três períodos, correspondentes a 1, 3 e 6 anos de monitoramento. Com os parâmetros de calibração obtidos após 1 e 3 anos, simulações para 6 anos foram realizadas. Os parâmetros obtidos com registros de campo de 6 anos foram utilizados em outra simulação, para um período de 10 anos.

O estudo de Simões e Catapreta (2013) mostrou que todos os modelos subestimaram significativamente os recalques no sexto ano, quando foi considerado apenas calibração com 1 ano de registros de campo. Utilizando registros de campo de 3 e 6 anos na calibração, os resultados dos modelos reológico e hiperbólico continuaram subestimando os recalques. Já o modelo compósito mostrou uma melhor concordância com os registros de campo.

### **Resultados**

Para avaliação dos modelos e previsão de recalques, foi utilizado o sistema desenvolvido por Simões *et al.* (2005), o qual é formado por um conjunto de planilhas de calibração dos modelos, desenvolvido em ambiente Excel (Microsoft, 2003), utilizando a linguagem de programação Visual Basic, Macros e Otimização de Parâmetros. Os parâmetros de cada modelo são determinados a partir da minimização de uma função, denominada Desvio, que é definida como a soma dos quadrados das diferenças entre os valores reais medidos em campo e os calculados pelo modelo.

A calibração dos modelos reológico, hiperbólico e compósito foi realizada por Simões e Catapreta (2013), utilizando os registros de monitoramento do período de 6 anos. A Tabela 2 apresenta os parâmetros obtidos para cada modelo.

**Tabela 2.** Parâmetros obtidos na calibração utilizando registros de 6 anos (adaptado de Simões e Catapreta, 2013).

Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo Compósito				
	Desvio	$\lambda/b$ (dia <sup>-1</sup> )	b (kPa <sup>-1</sup> )	Desvio	$\rho_0$ (m.dia <sup>-1</sup> )	$S_{ult}$ (m)	Desvio	b (kPa <sup>-1</sup> )	c (dia <sup>-1</sup> )	Edg	d (dia <sup>-1</sup> )
1	0.49	0.00151	0.0211	0.33	0.00149	1.0184	0.07	0.0266	0.0004	0.0685	0.0147
2	0.68	0.00121	0.0307	0.52	0.00132	1.2154	0.05	0.0700	0.0002	0.0711	0.0179
3	0.97	0.00162	0.0203	0.68	0.00180	1.0535	0.07	0.0446	0.0002	0.0902	0.0187
4	1.26	0.00146	0.0232	0.94	0.00182	1.2381	0.09	0.0644	0.0002	0.0953	0.0211
5	1.12	0.00141	0.0229	0.84	0.00168	1.2158	0.11	0.0584	0.0002	0.0897	0.0195
6	0.83	0.00157	0.0205	0.58	0.00171	1.0623	0.07	0.0402	0.0002	0.0870	0.0159

Neste artigo foram comparadas as previsões geradas com a calibração dos modelos, baseada em 6 anos de registros de campo, com os registros atuais, de aproximadamente de 13 anos de monitoramento. Foram utilizadas as deformações médias, obtidas a partir dos 3 medidores instalados em cada faixa de trabalho. Na Figura 5 são apresentados os resultados dessas comparações.

Pela Figura 5 pode ser observado que, apesar dos baixos desvios observados na calibração (Tabela 2), os modelos utilizados não foram capazes de prever corretamente as deformações para o período final de monitoramento de 13 anos, mesmo utilizando os registros de 6 anos na calibração, o que pode ser considerado um período extenso.

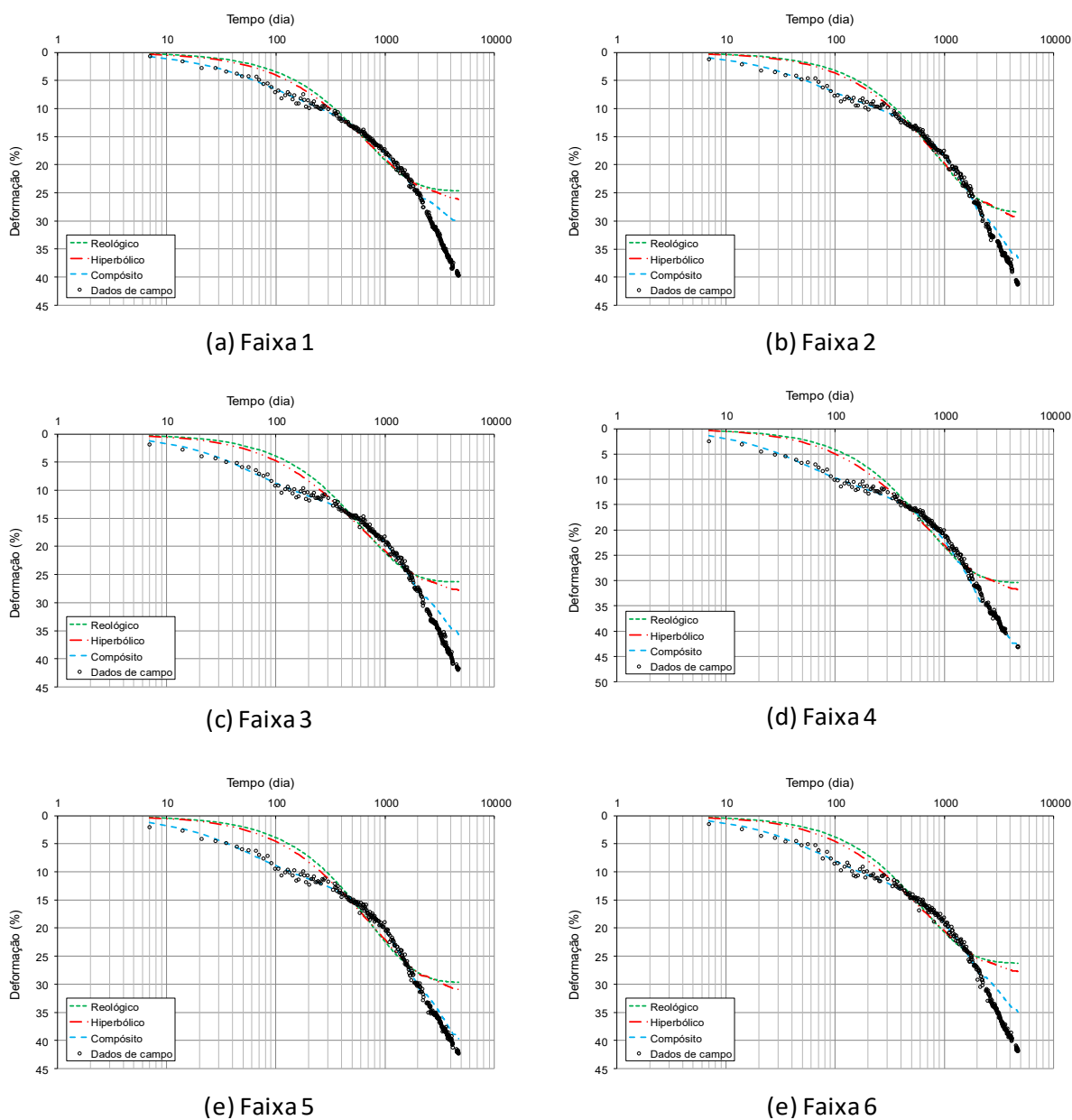
O modelo compósito foi o que apresentou melhor ajuste aos registros de campo, indicando uma tendência à estabilização mais lenta, a longo prazo. Isso retrata a capacidade de o modelo em incorporar, mesmo que de forma empírica, o fato de que alguns materiais orgânicos se degradam mais lentamente e, que o efeito dessa degradação, em termos de recalques poderá ser sentido somente em longo prazo. Portanto, a aplicação desse modelo indica um melhor resultado.

Os modelos Reológico e Hiperbólico não apresentaram resultados satisfatórios, pois os valores simulados sugerem que o aterro já estaria em fase de estabilização a partir do início do sétimo ano, o que não foi comprovado pelos registros atuais do monitoramento de recalques do aterro sanitário experimental.

Os resultados comprovam a necessidade de grandes históricos de monitoramento para a realização de calibrações e previsões de recalques mais precisas, confirmando as limitações dos modelos empíricos baseados no tempo para aplicações reais.

Além disso, embora os parâmetros obtidos nas calibrações estejam dentro de faixas encontradas por outros autores (e.g. Van Elk *et al.*, 2019), por se tratar de modelos empíricos dependentes do tempo, a comparação de cada parâmetro com outros obtidos em estudos semelhantes é muito

difícil, tendo em vista as diferentes composições dos resíduos dispostos, a escala dos aterros monitorados (lisímetro em laboratório - Korpf et al., 2017; lisímetro em campo - Coelho, 2005; experimental – Catapreta, 2008; e real – Van Elk et al., 2019) bem como o período de registros utilizado na calibração (dias, meses e anos). Observa-se de uma forma geral que os parâmetros dos modelos são utilizados exclusivamente na calibração e simulação de um mesmo aterro, não sendo extrapolados para outras situações.



**Figura 5.** Deformações simuladas, utilizando registros de 6 anos na calibração, e medidas em campo.

Uma nova calibração dos modelos foi realizada com registros de 13 anos de monitoramento. A tabela 3 apresenta os parâmetros obtidos para a nova calibração. São também apresentados os parâmetros obtidos com a calibração dos recalques médios de todas as faixas, o que retrata uma condição mais próxima da operação de um aterro em escala real, incorporando a variabilidade intrínseca dos resíduos.

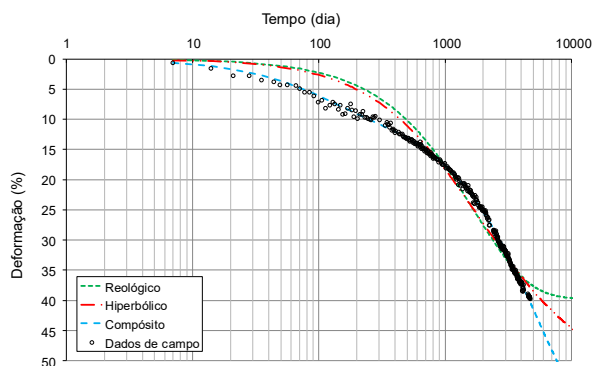
**Tabela 3.** Parâmetros obtidos na calibração utilizando registros de 13 anos.

Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo Compósito				
	Desvio	$\lambda/b$ (dia <sup>-1</sup> )	b (kPa <sup>-1</sup> )	Desvio	$\rho_0$ (m.dia <sup>-1</sup> )	$S_{ult}$ (m)	Desvio	b (kPa <sup>-1</sup> )	c (dia <sup>-1</sup> )	Edg	d (dia <sup>-1</sup> )
1	1.66	0.00059	0.02070	1.17	0.00090	1.69677	0.07	0.0287	0.0002	0.0832	0.0096
2	1.35	0.00063	0.02400	0.92	0.00096	1.72454	0.12	0.0258	0.0003	0.0728	0.0099
3	2.28	0.00066	0.02000	1.64	0.00106	1.71323	0.09	0.0257	0.0002	0.0908	0.0165
4	2.13	0.00074	0.02070	1.48	0.00125	1.76397	0.10	0.0211	0.0004	0.0846	0.0278
5	1.83	0.00074	0.02000	1.25	0.00119	1.69958	0.10	0.0206	0.0004	0.0803	0.0236
6	2.06	0.00064	0.02030	1.48	0.00102	1.74975	0.10	0.0252	0.0002	0.0839	0.0150
Média	1.79	0.00068	0.02060	1.24	0.00108	1.70027	0.24	0.0213	0.0003	0.0814	0.0077

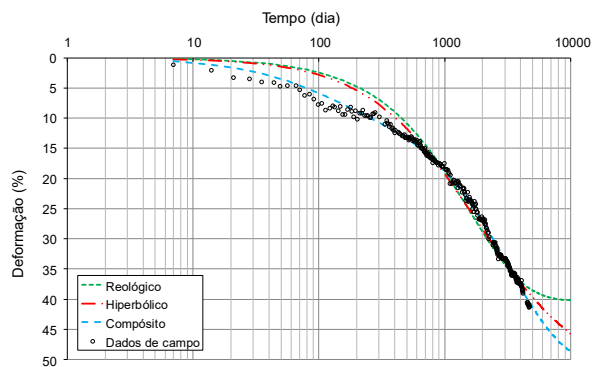
Em seguida foram feitas previsões das deformações de longo prazo para um período de 20 anos, para cada uma das faixas do aterro sanitário experimental, conforme mostrado na Figura 6. Observa-se novamente e de forma clara a limitação dos modelos reológico e hiperbólico, que subestimam os recalques de longo prazo, mesmo quando se utilizam extensos períodos de registros de campo na sua calibração. Embora de forma qualitativa, o modelo compósito, novamente, mostra resultados e tendências de longo prazo mais coerentes aos observados em campo.

Os resultados confirmaram que quanto maior o período usado na calibração, maiores e mais próximos aos registros de campo são as previsões de longo prazo dos modelos. O uso de parâmetros obtidos com a calibração de curtos períodos subestimou os recalques a longo prazo, mesmo com pequenos desvios obtidos na calibração.

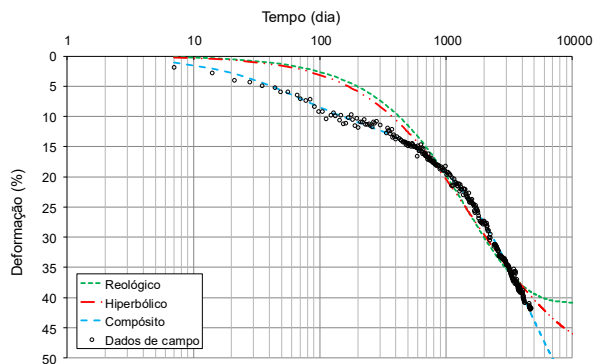
Os resultados do modelo compósito mostraram uma tendência à estabilização em tempos maiores e com maiores recalques finais, quando comparados aos outros modelos estudados. Considerando a presença de resíduos orgânicos lentamente degradáveis, espera-se que a completa estabilização do aterro ocorra apenas a longo prazo. A continuidade do monitoramento dos recalques no aterro sanitário experimental permitirá inferir se as mesmas observações já colocadas se confirmarão, quais sejam que os modelos empíricos dependentes do tempo subestimam os recalques de longo prazo, independente do período de registros utilizado na calibração, o que configura uma limitação importante de tal abordagem.



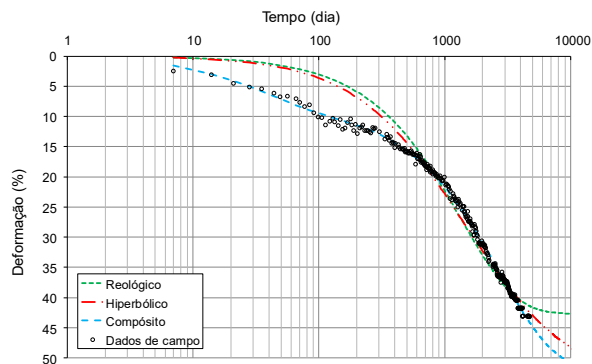
(a) Faixa 1



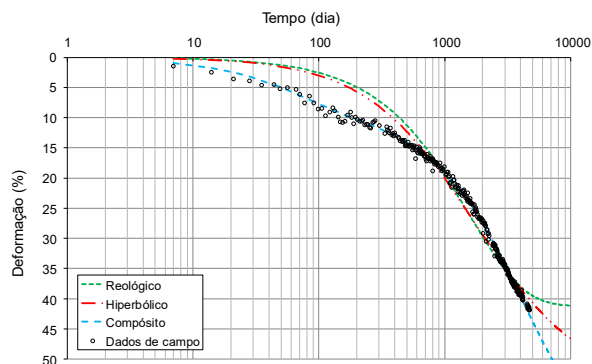
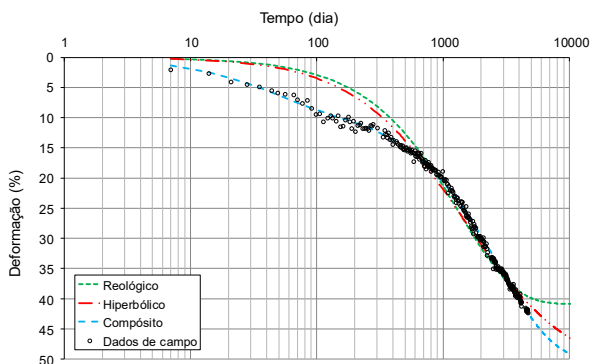
(b) Faixa 2



(c) Faixa 3



(d) Faixa 4



**Figura 6.** Deformações simuladas ao longo de 20 anos com base na calibração dos modelos para registros de campo de 13 anos.

## Conclusão

O trabalho apresentou uma comparação dos registros de monitoramento de recalques de longo prazo em um aterro sanitário experimental com a previsão utilizando três modelos (reológico, hiperbólico e compósito).

Os resultados confirmaram que a previsão de recalques em aterros sanitários é complexa, o que pode ser atribuído à heterogeneidade dos resíduos e os complexos mecanismos envolvidos no processo.

Os resultados confirmaram que, quanto mais longos os períodos de registros de recalques usados na calibração dos modelos, maiores e mais próximas aos registros de campo são as previsões de recalques de longo prazo. Ressalta-se que mesmo com as limitações apresentadas, a utilização desses modelos deve ser avaliada, devido principalmente à sua simplicidade.

Os melhores ajustes foram obtidos com o modelo compósito, retratando a capacidade deste modelo de incorporar, mesmo que de forma empírica, o fato de que alguns materiais orgânicos se degradam mais lentamente e, que o efeito dessa degradação, em termos de recalques poderá ser sentido somente em longo prazo. Os resultados para a previsão de recalques de longo prazo obtidos pelos modelos hiperbólico e reológico subestimam significativamente os recalques e o tempo de estabilização dos mesmos, independentemente do período de registros utilizado na calibração.

## Agradecimentos

*Os autores expressam seus agradecimentos à CAPES (Coordenação para o Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), à FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo contínuo apoio financeiro; à SLU-PBH (Superintendência de Limpeza Urbana da Prefeitura de Belo Horizonte) por toda o apoio a este estudo.*

## Referências bibliográficas

- Boscov, M. E. G. (2008) *Geotecnia Ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos. v.1. 248 pp.
- Catapreta, C. A. A. (2008) *Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto e construção*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 314 pp.
- Coelho, H. M. G. (2005) *Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 152 pp.



- Edgers, L., Noble, J. J., E Williams. (1992) A biologic model for long term settlement in landfills. In: *Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*. The Netherlands. Proceedings. Rotherdan, The Netherlands: Balkema, 177–184.
- Edil, T. B., Ranguete, V. J., Wuellner, W. W. (1992) Settlement of Municipal Refuse. *Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice*, ASTM STP 1070, Arvid Landva e G. David Knowles (eds.). 225-239.
- Gibson, R. E., Lo, K. Y. (1961) A Theory of Soils Exhibiting Secondary Compression. *Acta Polytechnica Scandinavica C-10*, 1–15.
- Korf, E. P., Comparim, I., Santos, V. C., Prietto, P. D. M. (2016) Monitoramento e Modelagem dos Recalques de Resíduos Sólidos de Diferentes Composições em um Lisímetro de Laboratório. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **9**(2), 200-211.
- Ling, H.I., Leshchinsky, D., Mohri, Y., Kawabata, T. (1998) Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **124**(1), 21-28.  
doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1998\)124:1\(21\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1998)124:1(21))
- Liu, C. N., Chen, R. H., Chen, K. S. (2006) Unsaturated Consolidation Theory for the Prediction of Long-Term Municipal Solid Waste Landfill Settlement. In: *Waste Management & Research*, **24**(1), 80-91.
- Marques, A. C. M. (2001) *Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, v.1 e v.2.
- McDougall, J. (2011). Settlements: the long and the short of it. In: *Geotechnical Characterization, Field Measurement and Laboratory Testing of Municipal Solid Waste*, ASCE *Geotechnical Special Publication*, **209**, 76-111.
- Park, H., Lee, S. R., Do, N. Y. (2002) Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **128**, 107-118.  
doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2002\)128:2\(107\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2002)128:2(107))
- Simões, G. F., Carvalho, S. N., Almeida, L.L. (2005) Desenvolvimento de uma Ferramenta Computacional para Avaliação de Recalques em Aterros de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande.
- Simões, G. F., Catapreta, C. A. A. (2013). Monitoring and modelling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil, *Waste Management*, **33**, 420-430.
- Sowers, G. F. (1973) Settlement of waste disposal fills. In: *8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*. Moscou, 207-210.
- Teixeira, M. C., Pinheiro, R. J. B. (2018) Avaliação e previsão de recalques nos aterros sanitários de Minas do Leão e São Leopoldo, Estado do Rio Grande do Sul, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(2), 345-354.  
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522018148318>
- Van Elk, A. G. P., Corrêa, L. R., Ritter, E. (2019) Análise de recalques em longo prazo no vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **24**(3), 547-557.
- Wall, D.K., Zeiss, C. (1995) Municipal Landfill Biodegradation and Settlement. *Journal of Environmental Engineering*. Asce, **121**(3). doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1995\)121:3\(214\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:3(214))
- Yen, B. C., Scanlon, B. S. (1975) – Sanitary landfill settlement rates. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, **101**(GT5), 475-487.

# REVISTA AIDIS

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

## DESEMPENHO AMBIENTAL DE SISTEMA DE REÚSO DE ÁGUA CINZA EM RESIDÊNCIA DE INTERESSE SOCIAL

\* Renato Madeiros Campos<sup>1</sup>  
Eduardo Borges Cohim<sup>1</sup>

### ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF GRAY WATER REUSE SYSTEM IN SOCIAL INTEREST RESIDENCE

Recibido el 14 de junio de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

#### Abstract

*The decentralized reuse of domestic sewage, especially in urban centers, has become popular in recent years. Among the solutions that stand out, both because the reduction in water use and the volume of sewage generated, the reuse of gray water (GW) is increasingly viewed as an outlet in terms of minimizing environmental impacts. In this sense, this work had the objective of quantifying and evaluating the environmental impacts of GW reuse implementation in a social interest residence located in the city of Feira de Santana (Bahia; Brazil). The study-case was conducted for a residence from the My Home My Life Brazilian Program, using the Life Cycle Analysis tool. The impact categories used in the assessment were Cumulative Energy Demand and IPCC 100. The calculated environmental impact for the GW was  $0.84 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  and  $0.11 \text{ kg}\cdot\text{CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ , respectively, disregarding positive impacts on sewage collection and treatment. When compared to the Integrated Water Supply System of Feira de Santana (WSS-FSA), the system proposed in this study shows a reduction of approximately 75% of the impacts, both in accumulated energy demand and in equivalent  $\text{CO}_2$  emissions per  $\text{m}^3$  of water delivered. For every 4.2 houses with GW reuse studied, the volume of water saved would be enough to fuel another similar residence. The reuse of GW has shown to be feasible when compared to the drinking water provided by the WSS-FSA, mainly considering the reduction in the volume of sewage generated.*

**Keywords:** environmental impact, greywater reuse; houses, Life cycle assessment, management of water resources.

<sup>1</sup> Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana, Brasil.

\* Autor correspondiente: Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana, Av. Transnordestina, s/n, Novo Horizonte, Feira de Santana, Bahia. 44036-900. Brasil. Email: [renatocampos.ec@gmail.com](mailto:renatocampos.ec@gmail.com)

## Resumo

O reúso descentralizado dos esgotos domésticos, principalmente nos centros urbanos, tem se popularizado nos últimos anos. Dentre as soluções que se destacam, tanto pela redução no uso de água quanto do volume de esgoto gerado, o reúso de água cinza (AC) é cada vez mais visto como uma saída, em termos de minimização dos impactos ambientais. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo quantificar e avaliar os impactos ambientais da implantação do reúso de AC em uma residência de interesse social, localizada na cidade de Feira de Santana (Bahia; Brasil). O caso estudado neste artigo foi o de uma residência pertencente ao programa brasileiro Minha Casa Minha Vida, tendo como ferramenta a análise ciclo de vida. As categorias de impacto usadas na avaliação foram o *Cumulative Energy Demand* e o IPCC 100. O impacto ambiental calculado para a AC foi de 0.84 kWh·m<sup>-3</sup> e 0.11 kg·CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup> respectivamente, desconsiderando os reflexos positivos na coleta e tratamento de esgoto. Quando comparado ao Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana (SIAA-FSA), o sistema proposto neste estudo apresenta uma redução de aproximadamente 75% dos impactos, tanto em demanda acumulada de energia quanto em emissões equivalentes de CO<sub>2</sub> por m<sup>3</sup> de água entregue. Para cada 4.2 casas com o reúso de AC estudado, o volume de água economizado seria o suficiente para abastecer mais uma residência semelhante. O reúso de AC se mostrou viável quando comparado com a água potável fornecida pelo SIAA-FSA, principalmente levando em conta a redução no volume de esgoto gerado.

**Palavras chave:** impacto ambiental, reúso de água cinza, residência, avaliação do ciclo de vida, gestão de recursos hídricos.

## Introdução

Globalmente, mais pessoas vivem em áreas urbanas do que em áreas rurais, de forma que até 2050, 68% da população mundial será urbana (UN, 2018). Apesar do aumento da urbanização ter proporcionado um avanço socioeconômico e melhorado o bem-estar social, também trouxe impactos adicionais aos recursos hídricos e ecossistemas que os sustenta (Paterson, 2015). Nesse sentido, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) adotados pelos países membros das nações unidas como metas a serem alcançadas até o ano de 2030, abordam temas relacionados à gestão de recursos hídricos, em especial no item 6.1 que visa, até 2030, reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a falta de água, aumentando a eficiência no uso deste recurso em todos os setores, incluindo o uso de fontes antes descartadas (CNODS, 2017; UN, 2015).

Sistemas centralizados para o fornecimento, coleta, transporte e tratamento de águas residuais tem sido a solução globalmente aceita por muitas décadas, garantindo melhorias necessárias para a segurança sanitária no passado. Porém, frente ao crescimento da população urbana e da escassez de recursos hídricos, a recuperação e reutilização descentralizada é cada vez mais indicada para conservar e ampliar as fontes de água disponíveis (Opher e Friedler, 2016). O próprio termo “água residual” atualmente está sendo gradualmente substituído por “água usada”, incluindo a água cinza, crescentemente vista como um recurso a ser recuperado (Ceconet *et al.*, 2019), sobretudo nas cidades.

Nesse âmbito, os edifícios têm um papel crucial na gestão sustentável da água, respondendo pela maior parte da demanda direta desse recurso (Stephan e Stephan, 2017). A redução do consumo de água é um importante indicativo de sustentabilidade nas edificações, sendo o uso de fontes alternativas uma das medidas mais importantes para o uso racional dos recursos hídricos (Marinoski, 2015). Dentre as soluções descentralizadas que se destacam na redução do consumo urbano da água e minimização dos volumes coletados e tratados de esgoto, o reúso de água cinza é considerado por muitos autores como a melhor opção em termos de redução de impactos ambientais (Gross *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2009; Matos *et al.*, 2014; Opher e Friedler, 2016).

O termo Água Cinza (AC) é usado para representar todo o esgoto produzido em uma residência, excetuando-se as águas vindas do vaso sanitário, também conhecida como água negra (Marinoski, 2015). Em geral, a AC é menos poluída do que o total de águas residuais domésticas, principalmente a vinda dos chuveiros e lavatórios, por ter baixa concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio e fósforo (Bodnar *et al.*, 2014; Edwin *et al.*, 2014; Gross *et al.*, 2015). O tratamento e reúso local desses efluentes tem o potencial de beneficiar os usuários, reduzindo investimentos em infraestrutura e manutenção, além de reduzir a pressão sobre os corpos d'água naturais. No entanto, alguns autores alertam para os riscos e desafios em potencial que não podem ser ignorados para uma reutilização segura (Maimon e Gross, 2018; Penn *et al.*, 2017). Destacam-se os riscos microbiológicos e os aspectos estéticos relacionados principalmente à aparência (cor e turbidez) e ao odor desagradável decorrente da exaustão de oxigênio dissolvido na AC acumulada por mais de 120 horas (Silva, 2018).

Tal condição impõe a necessidade de uma estação de tratamento de água cinza (ETAC) visando adequá-la aos padrões estéticos e microbiológicos preconizados. Entretanto, estudos epidemiológicos e com o uso de análise quantitativa de risco microbiológico para avaliação do reúso de AC em irrigação e descarga de bacia sanitária demonstram que o risco é desprezível (Busgang *et al.*, 2015; Benami *et al.*, 2016; Shi *et al.*, 2018)

O reúso de AC promove tanto a redução da demanda do sistema de abastecimento de água, quanto a diminuição do volume de efluente coletado e tratado pelo sistema de esgoto público, minimizando o consumo de energia associado não apenas ao sistema de abastecimento de água, mas também à coleta, transporte e tratamento de esgoto (Marinoski e Ghisi, 2019).

Em sistemas individualizados, os *Wetlands* Construídos são os mais usados no tratamento de água cinza ou esgotos domésticos, principalmente por apresentar baixa demanda energética, operação simples e menores custos de investimento e operação, em comparação com os sistemas mais complexos (Garcia *et al.*, 2010; Rozkošný *et al.*, 2014).

No *Wetland* Construído de Fluxo Vertical (WCFV), escolhido para esta análise, a alimentação intermitente do leito filtrante promove a entrada de oxigênio atmosférico no sistema,

favorecendo a degradação aeróbia e a nitrificação (Pelissari et.al, 2013; Rozkošný *et al.*, 2014). O uso de fontes alternativas no abastecimento urbano de água, como o reúso de AC, deve se tornar uma alternativa cada vez mais viável num futuro próximo. Entretanto, soluções aparentemente sustentáveis podem não ser ambientalmente vantajosas, sendo necessário estudos que produzam indicadores ambientais, a fim de avaliar e comparar a eficiência de cada alternativa, comparando-as com a opção convencional disponível.

Nesse sentido, devido a escassez de estudos práticos semelhantes, este trabalho teve o objetivo de quantificar e avaliar os impactos ambientais da adoção do reúso de água cinza, tratada em WCFV para uma residência de interesse social localizada na cidade de Feira de Santana - BA - Brasil, ampliando as informações sobre esta tecnologia e oferecendo elementos que permitam o estudo dessa corrente como fonte alternativa de água.

## **Metodologia**

### Descrição dos objetos do estudo

Para este estudo foi escolhido um empreendimento de interesse social pertencente ao Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV), que é uma iniciativa do governo federal brasileiro, visando atender ao déficit habitacional urbano para famílias com renda até R\$ 1.800,00 por mês, segundo a Caixa Econômica Federal (CEF) (CEF, 2019). Tratando-se de uma residência com dois quartos, banheiro, cozinha, sala e área de serviço, possuindo os seguintes equipamentos sanitários: 1 vaso sanitário, 1 lavatório, 1 chuveiro, 1 pia de cozinha, 1 tanque de lavar roupa e 1 máquina de lavar.

Baseado no projeto arquitetônico da residência, foram executados os projetos de instalações hidrossanitárias, tanto para o Cenário 1 (sistema convencional de instalações de água fria e esgoto sanitário), como para o Cenário 2 (coleta de esgoto prevendo separação das correntes de AC e sistema independente de abastecimento com AC tratada). As modificações objetivaram a separação de parte da AC, além da separação do abastecimento, nos pontos de vaso sanitário e uso externo. O dimensionamento das instalações foi feito de acordo com as normas brasileiras, NBR 5626/2020 e NBR 8160/1999. Os projetos foram executados com o auxílio do software *QiBuilder*, que tem como base os roteiros e parâmetros estabelecidos nas normas citadas.

### Sistema de aproveitamento de AC

Na Tabela 1 são apresentados os usos finais de água em residências de padrão socioeconômico semelhante à que é analisada neste estudo. Uma característica comum à maior parte dos estudos encontrados sobre usos finais de água em residências urbanas, é um volume maior de efluente gerado no chuveiro e lavatório do que a vazão demandada pelo uso do vaso sanitário e outros (aqui entendido como uso externo). Este foi um aspecto considerado durante o dimensionamento, evitando sistemas superdimensionados.

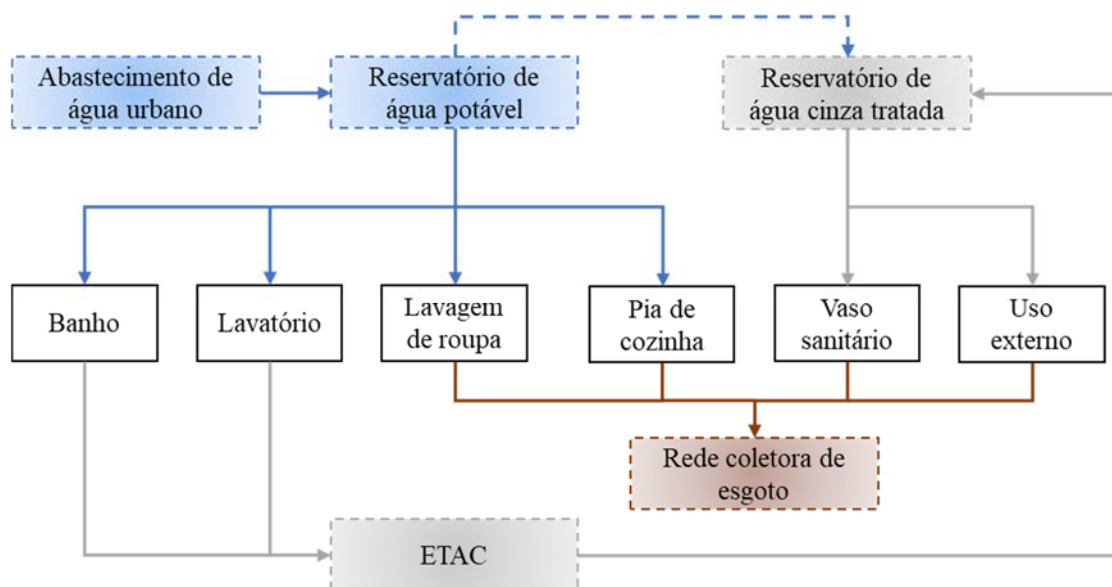
Foram adotados os dados encontrados por Marinoski *et al.* (2014), devido à semelhança das residências estudadas com as analisadas neste trabalho. Com base nesses dados, o volume diário a ser tratado foi determinado em função do consumo dos equipamentos sanitários escolhidos, vaso sanitário com demanda de 98.8 L·dia<sup>-1</sup>, usos externos com 19,9 L·dia<sup>-1</sup> e mais 10% como margem de segurança, somando 128.4 L·dia<sup>-1</sup>.

**Tabela 1.** Usos finais de água em residências

Fonte	Chuveiro	Lavatório	Vaso sanitário	Outros	Tanque e Máquina de Lavar Roupa	Cozinha
Vieira (2012)*	24%	5%	26%	1%	26%	18%
Botelho (2013)**	17%	3%	23%	3%	42%	12%
Cunha (2013)	13%	7%	11%	8%	43%	18%
Marinoski <i>et al.</i> (2018)	30%	3%	21%	5%	18%	23%
Marinoski <i>et al.</i> (2014)***	30%	4%	20%	7%	19%	20%

Notas: \* Casas com renda menor do que 3 salários mínimos; \*\* Valores referentes à residência R2; \*\*\* Média das residências de faixa de renda 1.

Assim, previu-se o aproveitamento da AC bruta originária do chuveiro e do lavatório, direcionando-a à ETAC e, após tratamento, encaminhando-a a um reservatório superior de reúso que alimenta a torneira de uso externo e a bacia sanitária. Todo o sistema é independente do de abastecimento de água potável, evitando-se conexão cruzada (Figura 1).

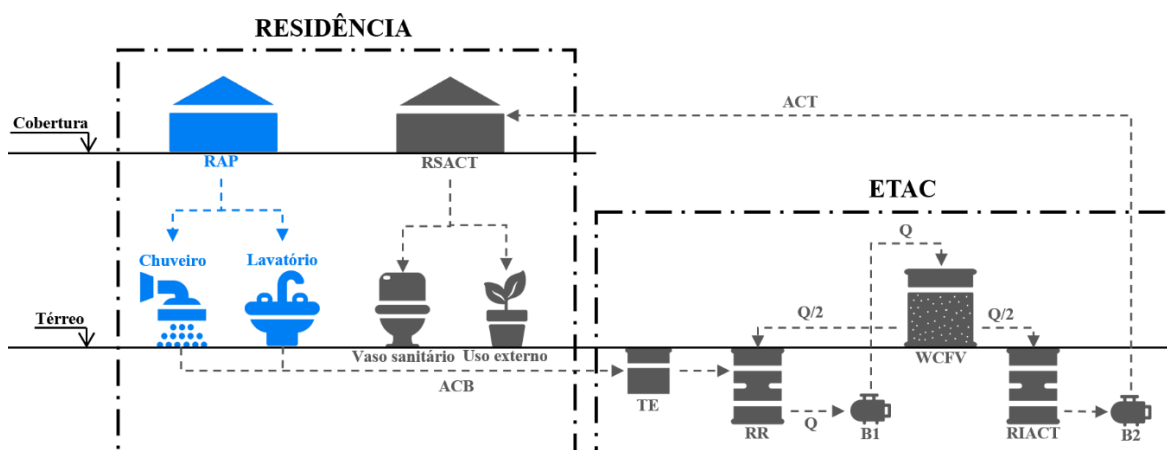


**Figura 1.** Fluxos hídricos na edificação

Tomando como referência o trabalho de desenvolvido por Gross *et al.* (2007), foi dimensionada uma *Wetland* Construída de Fluxo Vertical (WCFV) com recirculação, resultando em uma ETAC mais compacta do que as WCFV convencionais. A taxa de aplicação diária usada foi de  $500 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , resultando em uma área superficial de  $0.26\text{m}^2$ .

Para a obtenção dos quantitativos de material, foram executados os detalhes construtivos, incluindo a ETAC proposta e as instalações hidrossanitárias de água fria e esgoto sanitário. Visando a diminuição do impacto ambiental gerado na etapa de implantação, foram escolhidos materiais reutilizados, tratando-se de tambores de polietileno usados como reservatório de recirculação, reservatório inferior de AC tratada e na construção da WCFV.

Como visto na Figura 2, foram necessárias duas bombas no projeto, sendo a primeira responsável pela adução da AC entre o primeiro reservatório e a WCFV. Nesse processo metade da vazão bombeada, após passar pelo leito filtrante, segue para o reservatório final enquanto o restante retorna para o início, promovendo a recirculação da AC. A segunda bomba recalca a AC tratada para o reservatório superior.



**Figura 2.** Detalhe construtivo da ETAC. Notas: RAP: reservatório de água potável; RSACT: reservatório superior de água cinza tratada; ACB: água cinza bruta; ACT: água cinza tratada; TE: tanque de equalização; RR: reservatório de recirculação; RIACT: reservatório inferior de água cinza tratada; B1: bomba 1; B2: bomba 2.

O tempo de funcionamento das bombas foi determinado em função do volume recalcado diariamente e da vazão estabelecida pelo fabricante. No caso da bomba 1, a vazão diária de AC foi duplicada, já que apenas metade da AC bombeada segue para o reservatório inferior de água tratada, enquanto o restante volta ao reservatório de recirculação. O leito filtrante adotado para a WCFV foi pedra britada N° 0, considerando uma troca do material por eventuais manutenções durante a vida útil do sistema.

### Avaliação de impactos ambientais

Para avaliação dos impactos ambientais relacionados aos sistemas estudados, foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) baseada nas Normas Brasileiras: NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044, com a seguinte estrutura:

- **Objetivo e escopo:** O estudo tem o objetivo de quantificar o impacto ambiental relacionado ao reúso de AC na residência estudada para atendimento das demandas externas e da bacia sanitária, comparando-o com o da água do sistema público, estimado por Guanais *et al.* (2017). O inventário de ciclo de vida foi elaborado considerando os acréscimos de materiais decorrentes da instalação do sistema de reúso, considerando a separação dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário além da ETAC e do sistema de recalque para o reservatório superior. A vida útil média adotada para o sistema foi de 25 anos.
- **Unidade funcional:** a unidade funcional escolhida foi 1 m<sup>3</sup> de AC usada na residência, visando facilitar a comparação com a água fornecida pelo sistema integrado de abastecimento local.
- **Fronteiras do estudo:** Foi considerada tanto a construção quanto a operação do sistema, desde a captação, tratamento e reúso da AC, incluindo o consumo de energia elétrica e os materiais necessários para a implantação da ETAC e adequação dos sistemas hidrossanitários.
- **Categorias de impacto:** foram utilizadas o *Cumulative Energy Demand* (CED) que determina a energia primária incorporada em função dos fatores de ponderação presentes no banco de dados Ecoinvent e, o IPCC 100<sup>a</sup> que verifica os efeitos cumulativos das emissões para um horizonte temporal de 100 anos, quantificando os impactos ambientais em função de kg-CO<sub>2</sub>eq (IPCC, 2014). Os métodos escolhidos estão presentes na versão 9 do *SimaPro*, que foi usado nesse trabalho.
- **Tipo e fonte de dados:** os dados para elaboração do inventário foram obtidos por meio de projeto elaborado e detalhado, pesquisa bibliográfica, dados de fabricantes e medições diretas. Para cálculo da ACV o software utilizado foi o *SimaPro 9*, com dados secundários do banco de dados do Ecoinvent.

### **Resultados**

Levando em conta o consumo diário de AC tratada, a economia gerada pelo sistema proposto seria de 42.6 m<sup>3</sup> por ano. Este valor representou aproximadamente 24% da água tratada usada nesta residência.

Através das metodologias de ACV, foi determinado o impacto ambiental do sistema, tanto em energia incorporada quanto em CO<sub>2</sub> equivalente, como exposto na Tabela 2.



**Tabela 2.** Inventário e avaliação ambiental

Item	Unidade	Quantidade	CED (kWh)	CED	IPCC 100a (kg·CO <sub>2</sub> eq)	IPCC 100a
PVC Esgoto						
50 mm	kg	3.59	91.17	17.7%	10.52	13,9%
PVC rígido soldável						
25 mm	kg	4.30	109.20	21.3%	12.60	16,6%
32 mm	kg	2.56	65.01	12.7%	7.50	9,9%
40 mm	kg	2.04	51.93	10.1%	5.99	7,9%
Bomba hidráulica						
Recalque	kg	2.40	53.40	10.4%	13.28	17,5%
Recirculação	kg	0.37	8.23	1.6%	2.05	2,7%
Reservatório						
Cilíndrico 150 L	kg	4.50	96.61	18.8%	9.03	11,9%
Construção civil						
Concreto	kg	64.32	10.79	2.1%	7.97	10,5%
Brita Nº 0	kg	504.00	20.99	4.1%	5.39	7,1%
Transporte						
Transporte de material	kg.km	12 033.38	6,51	1.3%	1.38	1,8%
<b>TOTAL</b>			<b>513.86</b>	<b>100.0%</b>	<b>75.72</b>	<b>100.0%</b>
Total por m <sup>3</sup> , incluindo a fabricação e implantação do sistema de reúso de AC (vida útil de 25 anos)			0.48	57.1%	0.07	64.8%
Energia elétrica (baixa tensão)	kWh·m <sup>-3</sup>	0.17	0.36	42.9%	0.04	35.2%
Impacto total incluindo a operação			0.84	100.0%	0.11	100.0%

A participação da etapa de implantação correspondeu à maior parte do impacto ambiental, chegando a 56.4% da energia primária incorporada e 63.7% das emissões de CO<sub>2</sub>eq, ao contrário do que foi encontrado por outros autores (Marinoski *et al.*, 2019; Silva, 2018). Ainda nesta fase, os materiais com plástico em sua composição (reservatório e os tubos de PVC), representaram 80.6% do impacto energético e 60.3% do CO<sub>2</sub>eq, demonstrando a necessidade de otimização no uso destes materiais.

O impacto gerado na fase de operação corresponde à energia elétrica usada pelas bombas foi menor do que o associado à fase de implantação. Em termos de energia incorporada e CO<sub>2</sub>eq, esta etapa correspondeu a 42.9% e 35.2% do impacto total respectivamente. Estes valores indicam que equipamentos mais eficientes e adequados ao porte de cada sistema podem influenciar diretamente no desempenho ambiental do processo.

Mundialmente, sistemas integrados de abastecimento de água apresentam intensidades energéticas que variam entre 0.09 kWh·m<sup>-3</sup> e 6.99 kWh·m<sup>-3</sup>, essa grande variação é influenciada diretamente pela qualidade da água disponível e pela topologia do sistema, incluindo os desníveis

e distâncias (Lee *et al.*, 2017). Segundo Guanais *et al.* (2017), no Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana, a CED, demanda energética acumulada, na captação, tratamento e distribuição de água foi de  $3.51 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ . Evidencia-se aqui que a AC tratada representa um percentual de cerca de 24% desse valor, demonstrando uma maior eficiência energética do reúso de AC em comparação com o sistema convencional de abastecimento, com uma redução de  $2,67 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  de água.

Comparando o impacto energético encontrado a um estudo semelhante, vemos que o demonstrado,  $0.84 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ , é três vezes menor do que o calculado por Silva (2018), de  $2.74 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ , tratando-se de um sistema de reúso de AC em residência de padrão socioeconômico alto de Feira de Santana-BA.

Outro aspecto a ser considerado é que a parcela de AC reutilizada deixa de impactar na coleta e tratamento de esgoto, implicando em um ganho ambiental extra. Segundo Sipert *et al.* (2018), a energia primária incorporada no sistema de esgotamento sanitário de Feira de Santana - BA é de  $0.76 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ , valor compatível com o de outros sistemas que variam entre  $0.05 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  e  $1.40 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  (LEE *et al.*, 2017).

No que concerne às emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), as vantagens do reúso de AC nas condições analisadas em relação ao uso da água do sistema público são evidentes. Observa-se que o valor encontrado, de  $0.11 \text{ kg}\cdot\text{CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ , quando comparado ao encontrado por Guanais (2015) para o Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana,  $0.47 \text{ kg}\cdot\text{CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ , representa uma redução de 76.6% nas emissões equivalentes de  $\text{CO}_2$ .

Até o ano de 2019, segundo dados da CEF (2019), 18 872 residências da Faixa 1 (renda familiar de até R\$ 1.800,00 por mês) foram construídas ou entregues na cidade de Feira de Santana. Considerando um cenário de implantação de reúso de AC nestes empreendimentos, haveria uma economia de  $803\,947 \text{ m}^3$  de água por ano, suficiente para abastecer de água 4 500 residências similares à avaliada neste estudo. Levando em conta a redução do custo energético associado ao fornecimento de água (Guanais *et al.*, 2017) e impacto na coleta e tratamento de esgoto (Sipert *et al.*, 2018) o ganho energético seria de 3.43 GWh por ano.

A proporção de habitações individuais e pertencentes a prédios no estado da Bahia é de, respectivamente, 92.6% e 7.4%. Tendo uma população projetada para Feira de Santana em 2018 de 609 913 habitantes e adotando um número médio de 4 pessoas por residência, tem-se número aproximado de 141 223 habitações individuais no município (IBGE, 2009; IBGE, 2010). Na Tabela 4 são apresentados os valores de economia gerados para diferentes percentuais de adesão ao reúso de AC, levando em conta os resultados encontrados neste trabalho, sua diferença em relação ao SIAA-FSA e a parcela de casas individuais estimada.

**Tabela 3.** Estimativa de economia por faixa de adesão das residências individuais

Economia Anual	Adesão			
	20%	30%	40%	50%
Água (1 000 000 m <sup>3</sup> )	1.20	1.80	2.41	3.01
Energia (GWh)	3.22	4.84	6.45	8.06

Segundo IBGE (2010) 59.7% das residências possuem esgotamento sanitário adequado em Feira de Santana – BA. Considerando a redução no volume de esgoto coletado e tratado, para o cenário com 30% de adesão, teríamos ainda, uma redução anual de 0.82 GWh anualmente (SIPERT *et al.*, 2018). O número de residências da faixa de renda 1, com renda até 3 salários mínimos (Marinoski *et al.*, 2014), que poderiam ser abastecidas com o volume de água economizado seria de aproximadamente 10 000.

Os volumes calculados para a Tabela 4 consideram apenas a água tratada e entregue. No Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana, as perdas de água na estação de tratamento e rede de distribuição somam 50% do total captado (Guanais *et al.*, 2017). Portanto, a redução de impacto sobre o manancial local seria ainda maior, com a redução no consumo.

### Conclusão

A economia anual de água gerada pelo reúso de AC na residência estudada seria de 42.6 m<sup>3</sup>. Para cada 4.2 casas com o sistema de reúso de proposto, o volume de água economizado seria o suficiente para abastecer mais uma residência semelhante.

Os indicadores ambientais mostraram que a fase de implantação corresponde à maior parte da energia incorporada, porém, a energia elétrica de operação ainda é significativa, correspondendo a aproximadamente 43% da energia incorporada à água cinza e cerca de um terço das emissões equivalentes de CO<sub>2</sub>.

Observou-se que os materiais plásticos (tubos e reservatório superior) da fase de implantação têm influência direta no impacto ambiental dos sistemas prediais de reúso de AC, sendo: 80.6% da energia primária incorporada e 60.3% das emissões de CO<sub>2</sub> equivalente.

O impacto ambiental encontrado para o sistema estudado foi de 0,84 kWh·m<sup>-3</sup> e 0,11 kg·CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup>. Estes valores tendem a diminuir quando levado em conta a redução de demanda na coleta e tratamento de esgoto.

Quando comparado ao SIAA-FSA, o sistema proposto neste estudo apresenta uma redução dos impactos de aproximadamente 75%, tanto em demanda acumulada de energia quanto em emissões equivalentes de CO<sub>2</sub> por m<sup>3</sup> de água entregue.

O tratamento e reúso de AC pelo sistema proposto se mostrou viável quando comparado com a água potável fornecida pelo sistema integrado de abastecimento local.

Recomenda-se o estudo de edifícios com outras tipologias, aumentando o poder de análise do reúso de AC em projetos residenciais de interesse social.

### 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, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=316462>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) *NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações*. Rio de Janeiro, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=316461>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2020) *NBR 5626: Sistemas prediais de água fria e água quente — Projeto, execução, operação e manutenção*. Rio de Janeiro, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=454684>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1999) *NBR 8160: Sistemas prediais de esgoto sanitário – projeto e execução*. Rio de Janeiro, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=5234>
- Benami, M., Gillor, O., Gross, A. (2016) Potential health and environmental risks associated with onsite greywater reuse: a review. *Built Environment*, **42**(2), 212-229.
- Bodnar, I., Szabolcsik, A., Baranyai, E., Uveges, A., Boros, N. (2014) Qualitative characterization of household greywater in the northern great plain region of Hungary. *Environmental Engineering and Management Journal*, **13**(11), 2717-2724.
- Botelho, G. L. P. (2013) *Avaliação do consumo de água em domicílios: fatores intervenientes e metodologia para setorização dos usos*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- Busgang, A., Friedler, E., Ovadia, O., Gross, A. (2015) Epidemiological study for the assessment of health risks associated with graywater reuse for irrigation in arid regions. *Science of the Total Environment*, **538**, 230-239.
- Cecconet, D., Callegari, A., Hlavínek, P., & Capodaglio, A. G. (2019) Membrane bioreactors for sustainable, fit-for-purpose greywater treatment: a critical review. *Clean Technologies and Environmental Policy*, **21**(4), 745-762.
- CEF, Caixa Econômica Federal (2019) *Minha casa minha vida – Habitação Urbana*. Acesso em 19 de maio de 2019, disponível em: <https://www.caixa.gov.br/voce/habitacao/minha-casa-minha-vida/Paginas/default.aspx>
- CNODS, Comissão Nacional para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (2017) *Plano de Ação 2017-2019*. Acesso em 13 de maio de 2019, disponível em: <https://bit.ly/2QNUCCp>
- Cunha, K. F. (2013) *Caracterização e monitoramento do consumo de água em habitações de interesse social*. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Edwin, G. A., Gopalsamy, P., Muthu, N. (2014) Characterization of domestic gray water from point source to determine the potential for urban residential reuse: a short review. *Applied Water Science*, **4**(1), 39-49.

- García, J., Rousseau, D. P., Morato, J., Lesage, E. L. S., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **40**(7), 561-661.
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., Friedler, E. (2015) *Greywater reuse*. CRC Press, USA, 1 pp.
- Guanais, A. L. R. (2015). *Avaliação energética e das emissões de gases de efeito estufa do Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia e Ambiental, Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Guanais, A. L. R., Cohim, E. B., Medeiros, D. L. (2017) Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(6), 1187-1196.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2009) *Séries históricas estatísticas: características dos domicílios para o período de 2001–2009*. Acesso em 24 de maio de 2019, disponível em: <https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=PD206>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Censo demográfico do Brasil do ano de 2010*. Acesso em 24 de maio de 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/feira-desantana/panorama>
- IPCC, Intergovernmental Panel On Climate (2014). *Climate change 2013: The physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Lee, M., Keller, A. A., Chiang, P. C., Den, W., Wang, H., Hou, C. H., Yan, J. (2017) Water-energy nexus for urban water systems: A comparative review on energy intensity and environmental impacts in relation to global water risks. *Applied Energy*, **205**, 589-601.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2009) Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the total environment*, **407**(11), 3439-3449.
- Maimon, A., Gross, A. (2018). Greywater: Limitations and perspective. *Current Opinion in Environmental. Science & Health*, **2**, 1-6.
- Marinoski, A. K. (2015) *Método para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliares a partir da análise do ciclo de vida*. Tese (doutorado) – Curso de Mestrado em Engenharia Civil - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Marinoski, A. K., Silva, A. S., Vieira, A. S., Ghisi, E. (2014). Usos Finais de Água em Habitações de Interesse Social no Sul do Brasil. *Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído*, Maceió, Brasil, **15**, 2720-2729.
- Marinoski, A. K., Ghisi, E. (2019) Environmental performance of hybrid rainwater-greywater systems in residential buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, **144**, 100-114.
- Marinoski, A. K., Rupp, R. F., Ghisi, E. (2018) Environmental benefit analysis of strategies for potable water savings in residential buildings. *Journal of environmental management*, **206**, 28-39.
- Matos, C., Pereira, S., Amorim, E. V., Bentes, I., Briga-Sá, A. (2014) Wastewater and greywater reuse on irrigation in centralized and decentralized systems—An integrated approach on water quality, energy consumption and CO2 emissions. *Science of the total environment*, **493**, 463-471.
- Opher, T., Friedler, E. (2016) Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. *Journal of environmental management*, **182**, 464-476.
- Paterson, W., Rushforth, R., Ruddell, B., Konar, M., Ahams, I., Gironás, J., Mejia, A. (2015) Water footprint of cities: A review and suggestions for future research. *Sustainability*, **7**(7), 8461-8490.
- Pelissari, C., Descezaró, S. T., Sezerino, P. H., de Carvalho Junior, O., Wolff, D. B., & Philippi, L. S. (2013). Wetlands construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, **1**(2), 223-233.
- Penn, R., Schütze, M., Alex, J., Friedler, E. (2017) Impacts of onsite greywater reuse on wastewater systems. *Water Science and Technology*, **75**(8), 1862-1872.
- Rozkošný, M., Křiška, M., Šálek, J., Bodík, I., & Istenič, D. (2014). Natural technologies of wastewater treatment. *Global Water Partnership Central and Eastern Europe*.

- Shi, K. W., Wang, C. W., Jiang, S. C. (2018) Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. *Science of the Total Environment*, **635**, 1507-1519.
- Silva, H. D. A. (2018). *Avaliação da potencialidade no reúso doméstico da água cinza tratada para fins não potáveis*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia e Ambiental, Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Sipert, S., Cohim, E., Campos, R, Silva, H. (2019). Avaliação energética de um sistema de esgotamento sanitário: o caso de Feira de Santana-BA, p. 106-113. In: *Anais do V Simpósio Internacional de Inovação e Tecnologia*. São Paulo: Blucher. Acesso em 05 de julho de 2020, disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/avaliacao-energetica-de-um-sistema-de-esgotamento-sanitario-o-caso-de-feira-de-santana-ba-33254>
- Stephan, A., Stephan, L. (2017) Life cycle water, energy and cost analysis of multiple water harvesting and management measures for apartment buildings in a Mediterranean climate. *Sustainable cities and society*, **32**, 584-603.
- UN, United Nations (2015) *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento sustentável*. Acesso em 13 de maio de 2019, disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030>
- UN, United Nations (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision*. United Nations Department of Economics and Social Affairs, Population Division: New York, NY, USA.
- Vieira, A. S. (2012) *Uso racional de água em habitações de interesse social como estratégia para a conservação de energia em Florianópolis, Santa Catarina*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DA VIABILIDADE AMBIENTAL E ECONÔMICA DA SUBSTITUIÇÃO DE LÂMPADAS CONVENCIONAIS POR LÂMPADAS LED NO TERMINAL PETROQUÍMICO DE MIRAMAR DA COMPANHIA DOCAS DO PARÁ– CDP

\* Andrelle Soares Dantas Faria <sup>1</sup>  
Luiza Carla Girard Mendes Teixeira <sup>1</sup>  
Maria de Valdivia Costa Norat <sup>1</sup>  
Cristiane da Costa Gonçalves de Andrade <sup>2</sup>

### ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL AND ECONOMIC VIABILITY OF THE REPLACEMENT OF CONVENTIONAL BULBS BY LEDS AT THE PETROCHEMICAL TERMINAL OF MIRAMAR OF THE COMPANHIA DOCAS DO PARÁ – CDP

Recibido el 17 de junio de 2019; Aceptado el 21 de enero de 2021

#### Abstract

*At the Brazilian port sector, the economic growth and the expansion of foreign trade determines the increase of solid waste generation, which demands a different management because it endangers the public health and the balance of the local ecosystem. This essay analyzes the viability of substitution between conventional bulbs and LED technology, while highlighting the differences on the environmental effects and economic sustainability of the illumination system. The methodology was divided into four stages: interview and documentary survey; field research; diagnosis and data analysis and proposal of an LED system. The essay analyzed the costs of acquiring, maintaining, affordability and managing services of disposing the bulbs between the use of conventional bulbs and LED. The estimated used cost resulting from LEDs have shown savings of 58% over conventional bulbs. The electrical efficiency was the milestone advantage between them. Results demonstrated greater benefits with LEDs in mitigating environment pollution over conventional bulbs; its chemical composition is less harmful, it is more durable, and it has a reduce disposal footprint.*

**Keywords:** *disposing light bulbs, port sector, sustainability, LED technology.*

<sup>1</sup> Universidade Federal do Pará (UFPA), Brasil.

<sup>2</sup> Companhia Docas do Pará (CDP), Brasil.

\*Autor correspondente: Universidade Federal do Pará (UFPA). Rua Augusto Corrêa, 01 – Guamá. CEP 66075-110. Belém, Brasil. E-mail: [andrellefaria@gmail.com](mailto:andrellefaria@gmail.com)

## Resumo

No setor portuário brasileiro, o crescimento econômico e a expansão do comércio exterior determinam o aumento de geração de resíduos sólidos, os quais demandam um manejo diferenciado por apresentarem riscos à saúde pública e ao equilíbrio do ecossistema local. Neste trabalho foi analisada a viabilidade da tecnologia LED para a sustentabilidade ambiental e econômica nos sistemas de iluminação em substituição às lâmpadas convencionais. A metodologia foi dividida em quatro etapas: entrevista e levantamento documental; pesquisa de campo; diagnóstico e análise de dados e proposta de um sistema LED. O estudo analisou os custos de aquisição, manutenção, consumo de energia elétrica e serviços de gerenciamento das lâmpadas pós-consumo entre o emprego de lâmpadas convencionais e lâmpadas LED. Os custos totais estimados resultantes da utilização de lâmpadas LED demonstraram uma economia de 58% em relação às convencionais e o custo com energia elétrica foi o fator determinante para a vantagem destas. Os resultados também demonstraram os benefícios da lâmpada LED para o meio ambiente como alternativa de mitigar a poluição, pois a composição é menos nociva a ele, possui maior durabilidade e minimiza a quantidade de lâmpadas a serem descartadas.

**Palavras chave:** lâmpadas pós-consumo, setor portuário, sustentabilidade, tecnologia LED.

## Introdução

Devido ao crescimento populacional, ao consumismo exacerbado da sociedade e o desenvolvimento cada vez maior do setor industrial, problemáticas como crise energética, escassez de recursos naturais e descarte de resíduos têm existido como o centro de várias discussões e questionamentos (Santos *et al.*, 2018). Além disso, o setor portuário brasileiro possui uma crescente variedade de atividades compreendidas, devido ao desenvolvimento econômico e à expansão da comercialização exterior, ressaltando que mais de 95% do comércio exterior brasileiro é transportado por via marítima segundo a Marinha do Brasil (2019), propiciam uma crescente geração de resíduos sólidos nestes ambientes, os quais demandam um manejo diferenciado e minucioso por manifestarem riscos à saúde pública e a conservação do ecossistema local (Rocha, 2016).

Segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004), a qual classifica os resíduos sólidos, as lâmpadas de vapor de mercúrio pós-consumo são classificadas como Resíduos Perigosos – Classe I. O mercúrio é o componente das lâmpadas fluorescentes que possui maior destaque por causa da sua natureza tóxica, mas além dele também há outras substâncias. Segundo dados da FIOCRUZ (2011), o fósforo propicia o desenvolvimento de câncer e provoca lesões nos rins e no fígado, o mercúrio pode comprometer os olhos, a pele, vias respiratórias e sistema nervoso e tem a capacidade de se acumular na cadeia alimentar.

O fato de o mercúrio ser cumulativo na cadeia trófica faz com que estes resíduos sejam problemáticos, em especial em situações em que ocorre a acumulação das lâmpadas mercuriais quebradas, por isso o descarte requer uma atenção rigorosa (Johnson *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2015). Nestes casos, o elemento liberado pode destruir a camada protetora de ozônio na



atmosfera, contaminar corpos hídricos superficiais ou águas subterrâneas e acumular-se nos biomas e na biota (Carneiro, 2010; Santos *et al.*, 2015). Uma lâmpada fluorescente compacta com 2 mg de mercúrio é capaz de tornar 2 mil litros de água imprópria para o uso humano (Degra e Gobi, 2015).

No Brasil foi promulgada em agosto de 2010 a Lei nº 12305 (Brasil, 2010a), regulamentada pelo Decreto nº 7404 (Brasil, 2010b) que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). No artigo 8º, inciso III, são citados como instrumentos os sistemas de logística reversa além de outras ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (Peres e Ávila, 2017). O artigo 15º, inciso III, apresenta as metas de redução, reutilização, reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada. No artigo 33º, são apresentados quais resíduos devem participar da logística reversa, dentre eles estão inseridas as lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista (convencionais), bem como a obrigatoriedade dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes a estruturar e implementar sistemas de logística reversa de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos (Brasil, 2010a).

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária, por meio da Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 56 (ANVISA, 2008), dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas Sanitárias no Gerenciamento de Resíduos Sólidos nas áreas de Portos, Aeroportos, Passagens de Fronteiras e Recintos Alfandegados, possui o objetivo de minimizar os riscos na geração de resíduos sólidos, inclusive as lâmpadas pós-consumo, proporcionando um gerenciamento seguro evitando impactos nocivos à saúde humana e meio ambiente (Rocha, 2016).

Segundo Bley (2012), Kalache *et al.*, (2013), Costa (2015) e Pereira (2018) o uso de lâmpadas com tecnologia LED (Light Emitter Diode – LED) apresenta-se como uma possibilidade viável em relação às lâmpadas convencionais. Define-se o diodo LED como um componente eletrônico semicondutor, com a mesma tecnologia utilizada nos chips de computadores, que possui a propriedade de transformar energia elétrica em luz. Ele não utiliza filamentos metálicos, radiação ultravioleta, nem descarga de gases. Destaca-se, ainda, que os materiais semicondutores causam menores impactos ao meio ambiente e a saúde humana (Utiluz, 2012; Santos *et al.*, 2015; Pessoa e Ghisi, 2014).

O LED, como uma tecnologia eficiente e com pequeno impacto ambiental, mostra-se como a melhor alternativa às lâmpadas mercuriais, além de se apresentar como saída à diminuição do consumo de energia elétrica (Ranita, 2015). Entretanto, pelo fato de a lâmpada LED necessitar de um componente eletrônico para o funcionamento, ela se enquadra na categoria de equipamento eletrônico, em vista disso, quando descartada requer a logística reversa obrigatória prevista pela PNRS (Brasil, 2010a; Santos *et al.*, 2018).

Desta forma, este trabalho teve por objetivo estudar a viabilidade da tecnologia LED para a sustentabilidade econômica e ambiental nos sistemas de iluminação, bem como o gerenciamento das lâmpadas pós-consumo geradas no Terminal Petroquímico de Miramar, o qual é de responsabilidade da Companhia Docas do Pará (CDP). Especificamente foram levantados dados a respeito do quantitativo de lâmpadas e da logística existente no Terminal, desde a aquisição até a destinação final desses resíduos, identificando as etapas bem como os custos relacionados, além do diagnóstico e análise dos dados levantados para estimar os custos totais do consumo das lâmpadas com energia elétrica e estudar a viabilidade da substituição das lâmpadas convencionais por lâmpadas LED.

## Metodologia

### Caracterização da área de estudo

O Terminal Petroquímico de Miramar, Nicolau Bentes Gomes, está localizado no município de Belém, Estado do Pará, à margem direita da baía de Guajará a uma distância fluvial de 4.5 km a jusante do Porto de Belém, sendo uma extensão do porto organizado de Belém (CDP, 2018) (Figura 1).

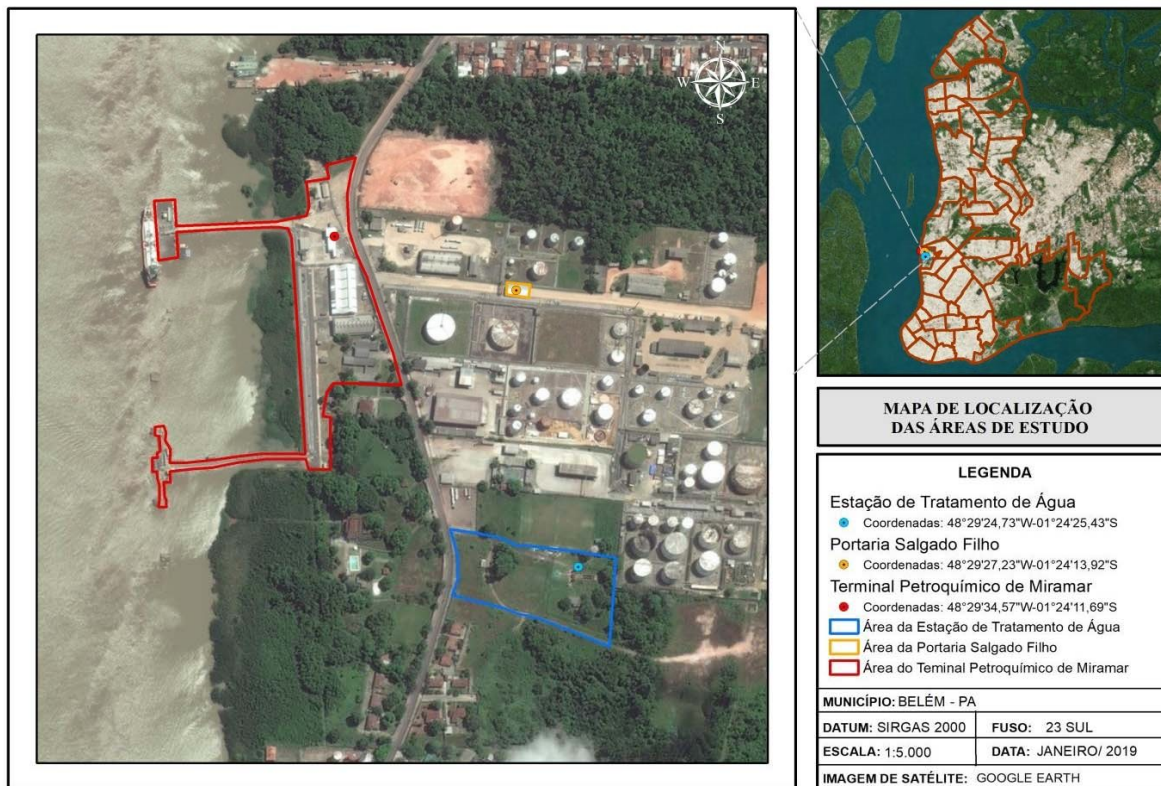


Figura 1. Localização das áreas de estudo.

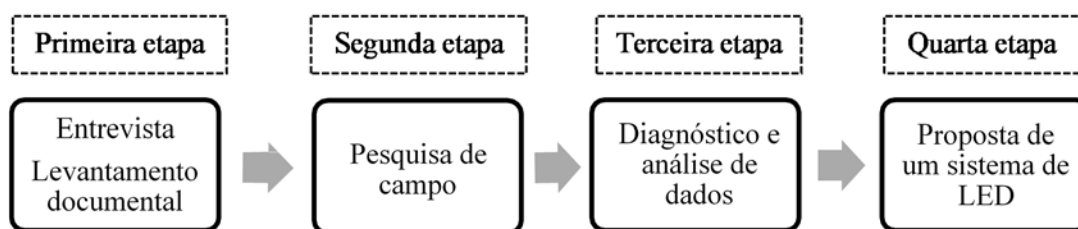
Segundo a Companhia Docas do Pará (2018), o Terminal abrange uma área territorial de 870270.75 m<sup>2</sup>. O território compreende duas áreas operacionais, uma primária onde estão instalados os píeres, rampa e prédios administrativos da CDP, administrado pela Companhia Docas do Pará (CDP) e outra secundária (retroporto) onde estão localizadas diversas companhias distribuidoras de combustíveis abastecidas, através de tubovias que se iniciam nos píeres e se unem posteriormente com destinação final para as mesmas.

Em vista disso, para a realização do estudo, a área primária foi dividida em área externa, composta pelos píeres, ruas, rampas, a Estação de Tratamento de Água (ETA) e a portaria do Salgado Filho de responsabilidade da CDP e área interna, constituída pelos interiores dos prédios administrativos, guaritas, galpões, refeitório, sanitários e alojamento dos operadores da ETA. A Figura 1 apresenta a divisão da área de estudo em que foi realizado o trabalho.

A vocação do Terminal consiste exclusivamente em movimentação de combustíveis líquidos e gasosos, no qual preferencialmente a descarga predomina sobre a entrada desses graneis, pois é responsável pelo abastecimento de derivados de petróleo em grande parte do Estado do Pará os quais são transportados por meio das rodovias e rios da Amazônia (CDP, 2018).

#### Etapas da pesquisa

Nesta pesquisa foi considerada a denominação de lâmpadas convencionais para as lâmpadas fluorescentes, halógenas, vapor de sódio, vapor metálico e luz mista. A proposta metodológica para elaboração deste estudo foi a de uma pesquisa com abordagens qualitativa e quantitativa. O levantamento de dados e análise para o estudo foi realizado em etapas, conforme a Figura 2:



**Figura 2.** Etapas para o desenvolvimento do estudo.

A primeira etapa consistiu em entrevistas e levantamento documental nos setores responsáveis da CDP. As entrevistas ocorreram de forma presencial em 4 setores da CDP: Supervisão de Operações Portuárias do Terminal Petroquímico de Miramar; Supervisão de Relação Porto Cidade e Meio Ambiente; setor de Engenharia e setor de Finanças.

Nos setores Supervisão de Operações Portuárias, Engenharia e Finanças os assuntos questionados nas entrevistas foram informações sobre a aquisição, a manutenção e a troca das lâmpadas do Terminal. No setor de Supervisão de Relação Porto Cidade e Meio Ambiente, foi adquirido o conhecimento a respeito do atual gerenciamento dos resíduos de lâmpadas, como o acondicionamento, o armazenamento, a coleta, o transporte e a destinação final para estes resíduos, a periodicidade de coleta bem como os custos associados.

O levantamento documental foi efetuado mediante a solicitação dos documentos por meio de um processo de autorização ao setor da Direção Presidencial da Companhia. Os documentos são descritos na Tabela 1:

**Tabela 1.** Documentos solicitados nos respectivos setores da CDP.

Setor responsável	Documentos
Engenharia	Contratos de serviços prestados no Terminal pelas empresas terceirizadas especializadas em manutenção de sistemas elétricos durante o ano de 2015, 2016, 2017 e 2018; Planta baixa da área primária do Terminal
Finanças	Prestações de contas mensais do Terminal de Miramar dos anos de 2015, 2016, 2017 e 2018; Fatura de energia elétrica referente ao mês de outubro de 2018; Documentos com os respectivos valores pagos em cada mês do ano de 2018 com energia elétrica consumida no Terminal
Meio Ambiente	Inventário de resíduos de lâmpadas referente ao ano de 2018; contrato de empresa terceirizada responsável por destinar adequadamente as lâmpadas durante o ano de 2018; Relatório fotográfico do serviço executado, assim como também referente à última contratação realizada; Plano de gerenciamento de resíduos sólidos do Terminal

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

A pesquisa de campo foi realizada por meio do levantamento *in loco* dos pontos de iluminação existentes no Terminal de Miramar com o auxílio da planta baixa da área primária identificando as suas referidas potências e categorias, assim como também o quantitativo de lâmpadas pós-consumo existentes acondicionadas e as especificidades do local utilizado para tal finalidade. A confirmação das especificações técnicas das lâmpadas como a potência e o tipo foi realizada mediante as aquisições feitas pela supervisão do Terminal e a contratação de empresas especializadas em serviço de manutenção e troca de lâmpadas pelo setor de Engenharia da CDP, as demais como durabilidade, consumo de energia e emissão de luz (Miyashiro, 2016), foram retiradas dos catálogos dos fabricantes das marcas utilizadas no local. A durabilidade média das lâmpadas utilizadas nesta pesquisa para efeito comparativo foi de acordo com Costa (2010).

A terceira etapa compreendeu o diagnóstico dos dados da primeira e segunda etapa assim como a respectiva análise de custo, consumo e gerenciamento pós-consumo das lâmpadas utilizadas no Terminal Petroquímico. Primeiramente, foi executada uma análise do gerenciamento de resíduos de lâmpadas no Terminal. A verificação dos procedimentos utilizados para o manuseio, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte e destinação final desses resíduos foi realizada com base na Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010a), assim como na Resolução nº 56 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2008). Além disso, foi verificado como é determinado o período de coleta desse tipo de resíduo e a periodicidade que a mesma ocorre no decorrer do ano e estimado a quantidade de mercúrio presente nas lâmpadas armazenadas no local (Silva, 2014; ABILUX, 2008).

Com relação à análise de custo de consumo, foram considerados três cenários, um cenário convencional hipotético (cenário 1), com um sistema de iluminação composto somente por lâmpadas convencionais instaladas, um cenário atual que é o existente (cenário 2), formado por uma pequena porcentagem de lâmpadas LED já inseridas e um cenário LED (cenário 3) com todos os pontos de iluminação já substituídos pela nova tecnologia.

O cálculo para obtenção do consumo total de energia elétrica para cada cenário estabelecido foi realizado com base na fórmula (Equação 1) fornecida pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2018):

$$C = ((Potência\ lâmpada + Potência\ reator) \div 1000) \times Tempo \times Tarifa \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

C: Consumo de energia elétrica (reais); Potência da lâmpada (watt);

Potência do reator (watt);

Tempo: tempo de funcionamento das lâmpadas (horas);

Tarifa: Tarifa fornecida pela empresa concessionária de energia elétrica do Pará (reais).

O cálculo do consumo anual de energia elétrica foi executado de acordo com os seguintes critérios:

- Os dias de funcionamento das lâmpadas por ano: as lâmpadas dos setores administrativos funcionam somente nos dias úteis da semana, somando 264 dias em 2018, enquanto as demais (localizadas na área externa), em todos os 365 dias do ano, podendo haver pequenas variações em relação aos outros anos.
- O tempo de funcionamento das lâmpadas por dia: as lâmpadas ficam acesas em média 12 horas por dia, na área externa (píeres e ruas) de 18:00 às 06:00 e na área interna (setores administrativos e prédios anexos) de 07:00 às 19:00.
- O preço da tarifa de energia elétrica atual: a tarifa de energia elétrica em relação a fatura do mês Outubro de 2018 é de R\$3.617990/kWh para consumo no horário de ponta (18:30h às 21:29h) e R\$0.496635/kWh para consumo fora ponta (CELPA, 2018).

A quarta etapa realizada foi a proposta de um sistema LED em substituição às lâmpadas convencionais empregadas no Terminal Petroquímico de Miramar. Nesta etapa foi feita uma comparação entre os três sistemas descritos (cenário 1, 2 e 3).

As particularidades consideradas nesta etapa foram: o custo de investimento para aquisição inicial; a comparação entre o consumo de energia elétrica entre os três cenários; aquisição e manutenção (durabilidade das lâmpadas) e os custos com o serviço de gerenciamento das lâmpadas pós-consumo.

A pesquisa não contemplou cálculos luminotécnicos para avaliar o fluxo luminoso, o qual pode ser realizado pelo Método de Lúmes (Santos *et al.*, 2015). Entretanto, é avaliado o fluxo luminoso proposto na especificação técnica das lâmpadas convencionais, com o objetivo de buscar aspecto luminoso semelhante nas de LED, considerando-se que a iluminação existente foi projetada e instalada conforme padrões técnicos (Kalache *et al.*, 2013).

O estudo a respeito do custo de investimento para aquisição das lâmpadas LED foi efetuado por meio de consulta aos *sites* dos fabricantes e distribuidores para conferir o preço unitário de cada categoria de lâmpada. Em relação às marcas escolhidas, buscou-se selecionar semelhantes as já utilizadas pelo Terminal, caso contrário, foram pesquisadas novas marcas que atendessem a especificidade da lâmpada requerida para cada local.

### Resultados e discussão

Em relação às entrevistas, de acordo com a Supervisão de Operações Portuárias do Terminal Petroquímico de Miramar e o setor de Engenharia, a aquisição, a manutenção e a troca de lâmpadas são realizadas sob responsabilidade da Supervisão quando requerem serviços mais simples nas áreas interiores, enquanto que as lâmpadas das áreas exteriores são de responsabilidade do setor de Engenharia da CDP, pois demandam de contratação de empresa terceirizada especializada no serviço de iluminação pública e com um custeio maior, visto que a mesma já fornece os materiais de iluminação, como lâmpadas, reatores, disjuntores e cabos junto com a mão de obra e equipamentos necessários. É importante destacar que lâmpadas LED já estão sendo adquiridas pela Supervisão para uso nas áreas interiores, bem como poucos refletores de LED para uso nas áreas exteriores.

De acordo com as entrevistas ao setor de Relação Porto Cidade e Meio Ambiente, as lâmpadas inutilizadas são transportadas e direcionadas sob responsabilidade do setor para a Central de Resíduos, onde são armazenadas, até que haja um quantitativo suficiente para o seu encaminhamento em direção ao tratamento e destinação final. A contratação é feita mediante processo licitatório, não havendo uma periodicidade exata desse serviço.

Conforme os documentos solicitados ao setor de Engenharia, somente foi possível obter os contratos dos serviços contratados nos anos de 2016, 2017 e 2018, além da planta baixa da área primária do Terminal. No ano de 2016, os serviços de manutenção corretiva na rede elétrica do Píer 100 do Terminal Petroquímico de Miramar totalizou em R\$ 26779.12, já no ano de 2017, o custo com o restabelecimento do sistema de iluminação foi de R\$ 20543.82 e no ano de 2018 foi de R\$ 13474.99 com serviços de manutenção no sistema de iluminação externa na área do Salgado Filho.

Em relação aos documentos obtidos pelo setor de Finanças, foi possível estimar a média do consumo com energia elétrica no ano de 2018 em R\$ 50844.33. Somente foram disponibilizadas as prestações de contas mensais do Terminal de Miramar do segundo semestre de 2017 ao primeiro semestre de 2018, totalizando R\$ 1972.17 gastos para aquisição de lâmpadas e reatores durante o período.

Não foi possível obter os documentos solicitados ao setor de Meio Ambiente com exceção do relatório referente a última coleta de lâmpadas pós-consumo. No ano de 2018, não houve coleta desses resíduos especiais portanto, não foi gerado inventário, documento este que é utilizado como ferramenta de controle da coleta dos resíduos no Terminal.

Diante da realização da pesquisa de campo, constatou-se que o Terminal Petroquímico de Miramar possui aproximadamente 616 pontos de iluminação, dispostos nas áreas internas e externas. Na Tabela 2 é apresentado o quantitativo dos diferentes tipos de lâmpadas presentes nas áreas do Terminal Petroquímico de Miramar.

**Tabela 2.** Quantificação aproximada dos pontos de iluminação existentes nas áreas do Terminal Petroquímico de Miramar.

Tipo de lâmpada	Área interna	Área externa
Fluorescente Tubular	254	55
Fluorescente Compacta	2	25
Luz mista	19	51
Vapor metálico	0	113
Vapor de sódio	0	35
Halógena	0	2
Refletor LED	0	5
LED Bulb	38	17
Total	313	303

**Fonte:** Elaborado pela autora (2018).

Na Central de Resíduos, verificou-se o quantitativo de 271 lâmpadas íntegras inutilizáveis e 12.07 kg de lâmpadas quebradas armazenadas. A quantidade encontrada é acumulada desde a última coleta desse tipo de resíduo, que segundo a Supervisão de Meio Ambiente, foi realizada no ano de 2014, por contratação de empresa terceirizada legalizada e especializada para coleta, transporte, tratamento e destinação final.

Tais resíduos estão acondicionados conjuntamente sem identificação em um coletor com capacidade de 240 litros, em um recipiente de isopor e no interior de sacos de plástico ou somente dispostas sem proteção dentro da central. Em relação às lâmpadas quebradas, estas estão acomodadas em sacos de plástico. O acondicionamento inadequado faz com que parte das lâmpadas sofra rupturas, seja no transporte do setor onde foi realizada a manutenção até a Central de Resíduos, ou até mesmo durante o tempo de armazenamento, gerando risco à saúde das pessoas que manuseiam esses materiais e elevando o custo do tratamento desses resíduos (Brandão *et al.*, 2011).

Na Central de Resíduos, verificou-se o quantitativo de 271 lâmpadas íntegras inutilizáveis e 12.07 kg de lâmpadas quebradas armazenadas. A quantidade encontrada é acumulada desde a última coleta desse tipo de resíduo, que segundo a Supervisão de Meio Ambiente, foi realizada no ano de 2014, por contratação de empresa terceirizada legalizada e especializada para coleta, transporte, tratamento e destinação final.

Tais resíduos estão acondicionados conjuntamente sem identificação em um coletor com capacidade de 240 litros, em um recipiente de isopor e no interior de sacos de plástico ou somente dispostas sem proteção dentro da central. Em relação às lâmpadas quebradas, estas estão acomodadas em sacos de plástico. O acondicionamento inadequado faz com que parte das lâmpadas sofra rupturas, seja no transporte do setor onde foi realizada a manutenção até a Central de Resíduos, ou até mesmo durante o tempo de armazenamento, gerando risco à saúde das pessoas que manuseiam esses materiais e elevando o custo do tratamento desses resíduos (Brandão *et al.*, 2011).

É indispensável a orientação dos funcionários das empresas responsáveis pelo serviço de trocas e manutenção de lâmpadas, assim como funcionários da CDP, expondo sobre o risco para o ser humano e para o meio ambiente de contaminação do mercúrio e sobre as possíveis circunstâncias de escape do mesmo, através da quebra do tubo de descarga ou danificações nas extremidades da lâmpada. Em caso de quebra acidental, esses funcionários também devem ser alertados a providenciar a coleta e limpeza imediata do local além de abrir portas e janelas para facilitar a circulação do ar.

A coleta e o transporte dos resíduos de lâmpadas foram analisados mediante Manifesto de Transporte de Resíduos e relatório fotográfico realizado pela Supervisão do Terminal de Miramar



e setor de Meio Ambiente em relação ao último serviço executado. No ano de 2014, foram coletadas 215 lâmpadas pós-consumo do tipo fluorescente, metálica e vapor de sódio. Durante a coleta, as lâmpadas foram conferidas unitariamente para analisar se apresentavam rupturas e acondicionadas no interior de uma caixa de madeira sem vedação na parte superior. Posteriormente, a caixa foi alocada no interior do caminhão da empresa de modo que os resíduos ficaram expostos, pois o veículo de transporte era do tipo carroceria. Além disso, foi possível observar que os funcionários utilizavam equipamento de proteção individual, itens indispensáveis para o manuseio desses resíduos perigosos.

De acordo com a resolução nº 56 (ANVISA, 2008), as lâmpadas descartadas deverão ser acondicionadas em coletores devidamente identificados em condição de evitar rupturas e mantê-las íntegras e armazenadas separadamente com identificação segundo a classificação, obedecendo às normas ambientais e de saúde pública pertinentes (ABNT, 1992; CONAMA, 1993), assim como atender as recomendações definidas pelos fabricantes ou importadores. Além disso, as lâmpadas que contém mercúrio, após o seu esgotamento energético devem passar por processo de reutilização, recuperação, reciclagem ou tratamento pertinente.

O transporte deve ser realizado por meio de veículo fechado identificado como “transporte de produto perigoso – lâmpadas contendo mercúrio”, ele deve portar rótulos de risco e painéis de segurança específicos. Se as lâmpadas estiverem bem cuidadas, é possível empregar o vidro, o alumínio e o mercúrio na fabricação de outros produtos, todavia se estiverem quebradas, e consequentemente contaminadas impossibilita de serem reaproveitadas (Silva, 2014).

Na Tabela 3 é apresentada a quantidade de mercúrio total encontrada nas lâmpadas armazenadas na Central de Resíduos do Terminal de Miramar de acordo com o tipo. Verifica-se que em sua totalidade há uma expressiva quantidade dessa substância (5.303g), visto que apenas miligramas revelam-se prejudiciais para a saúde humana e meio ambiente (Bacila, 2012; Degra e Gobi, 2015).

**Tabela 3.** Quantidade total de mercúrio encontrado nas lâmpadas convencionais armazenadas na Central de Resíduos do Terminal de Miramar.

Tipo de lâmpadas	Potência (W)	Quantidade de mercúrio em uma lâmpada (g)	Qtde (und)	Quantidade de mercúrio total por tipo de lâmpada (g)
Fluorescente Tubular	15-110	0.009	145	1.305
Fluorescente Compacta	5-65	0.005	9	0.045
Vapor metálico	35-2000	0.045	70	3.15
Vapor de sódio	70-1000	0.019	2	0.038
Luz Mista	160-550	0.017	45	0.765
Total				5.303

Fonte: Adaptado de ABILUX (2008).

O resultado da estimativa do custo com energia elétrica para o cenário 1 foi de R\$ 37664.07, enquanto para o cenário 2 ligeiramente inferior de R\$ 36573.59, possivelmente pelo fato de que o cenário 2 é composto por 9.74% de lâmpadas LED. Em relação às lâmpadas presentes na área externa, tais como vapor metálico, luz mista e vapor de sódio, bem como para os refletores LED, foi constatado três horas de uso no horário de ponta, enquanto para as localizadas na área interna apenas meia hora.

A Tabela 5 a seguir apresenta os valores cobrados por uma empresa especializada e legalizada no ano de 2018 destinada a prestar os serviços desse segmento. No entanto, o mais adequado conforme a PNRS (Brasil, 2010a) é a aplicação da logística reversa, que em vez de encaminhar para o aterro sanitário, a reintrodução desses componentes na cadeia produtiva é a opção mais rentável para o meio ambiente, em que os componentes das lâmpadas uma vez esgotadas energeticamente seriam utilizados na fabricação de novas lâmpadas. No estado do Pará, foi constatado que ainda não há legislação específica que dispõe sobre a implementação da logística reversa.

Tabela 5. Descrição e custo com serviços de gerenciamento de resíduos de lâmpadas em 2018.

Descrição do serviço	Valor por unidade de lâmpada (R\$)	Valor por Kg de lâmpada quebrada (R\$)	Tratamento	Disposição final
Coleta, transporte, tratamento e destinação disposição final	4.00	4.00	Descaracterização ou esmagamento da lâmpada e sublimação do mercúrio	Aterro sanitário

Fonte: Proposta comercial da empresa prestadora de serviços (2018).

Os resultados da quarta etapa desta pesquisa são demonstrados na Tabela 6 e nas Figuras 3 e 4. Na Tabela 6 apresenta-se a equivalência das lâmpadas convencionais utilizadas no Terminal com as de LED que possuam características similares e a comparação econômica de aquisição (o preço inclui o valor dos respectivos reatores). As marcas das lâmpadas LED a serem substituídas escolhidas foram EMPALUX, PHILIPS e uma linha exclusiva LEOX especializada em refletores com a tecnologia LED.

Conforme a Tabela 6, os preços para aquisição das lâmpadas diferem quanto ao tipo escolhido, os preços podem ser muito divergentes, consoante às marcas. A diferença de preço da aquisição entre as duas categorias é de R\$ 70965.84, não considerando que já existe uma pequena parcela de lâmpadas de LED empregadas no Terminal. A estimativa do consumo mensal em reais de energia elétrica com um novo sistema de iluminação de LED resultou em R\$ 14846.24 e o anual estimado em R\$ 180461.28 tendo em vista que todas as lâmpadas trocadas estarão em pleno funcionamento, assim como, foram considerados os mesmos critérios adotados anteriormente.

Tabela 6. Equivalência e comparação de aquisição total de lâmpadas convencionais e lâmpadas LED.

Lâmpadas convencionais	Qtde (und)	Preço de mercado* (R\$)	Lâmpadas LED	Qtde (und)	Preço de mercado* (R\$)
Fluorescente Tubular (40W)	138	3830.88	Tubular LED (19W)	138	2268.72
Fluorescente Tubular (32W)	108	2542.32	Tubular LED (19W)	108	1775.52
Fluorescente Tubular (18W)	27	699.30	Tubular LED (10W)	27	317.25
Fluorescente Tubular (14W)	36	935.64	Tubular LED (7W)	36	936.00
Fluorescente Compacta (18W)	33	355.41	LED Bulb (9W)	33	590.70
Fluorescente Compacta (30W)	2	51.64	LED Bulb (13W)	2	37.60
Fluorescente Compacta (40W)	28	683.20	LED Bulb (15W)	28	671.72
Fluorescente Compacta (46W)	16	674.24	LED PL (23W)	16	592.00
Fluorescente Compacta (60W)	3	239.70	LED PL (30W)	3	149.25
Vapor metálico (1000W)	4	1842.40	Refletor LED (400W)	4	2279.60
Vapor metálico (400W)	36	6400.80	Refletor LED (200W)	36	18772.40
Vapor metálico (250W)	74	9667.36	Refletor LED (100W)	74	31295.34
Vapor de sódio (400W)	35	5564.65	Refletor LED (200W)	35	15715.00
Luz mista (400W)	22	1518.00	Refletor LED (150W)	22	9899.78
Luz mista (250W)	52	1445.60	Refletor LED (100W)	52	21991.32
Halógena	2	15.02	Refletor LED (10W)	2	139.80
Total		36466.16	Total		107432.00

\*De acordo com preços em sites de lojas brasileiras distribuidoras no mês de dezembro de 2018.

Fonte: Adaptado de LEOX (2018); PHILIPS (2014); EMPALUX (2018).

Segundo Costa (2010), a durabilidade em horas das lâmpadas de LED é em média 20000 horas, o equivalente a aproximadamente quatro anos e meio, assumindo a utilização diária de 12 horas. As lâmpadas convencionais possuem durabilidade média de 10000 horas, por volta de dois anos. Em vista disso, o estudo comparativo deste trabalho abordou um intervalo de tempo de quatro anos para a estimativa entre os cenários. Assim, é possível afirmar que há uma diminuição de aproximadamente 60% quando considerado somente o fator custo de energia elétrica com a substituição por iluminação de LED (Figura 3). Todavia, o valor pode sofrer pequenas variações ao longo dos anos em vista dos ajustes das tarifas de energia elétrica.

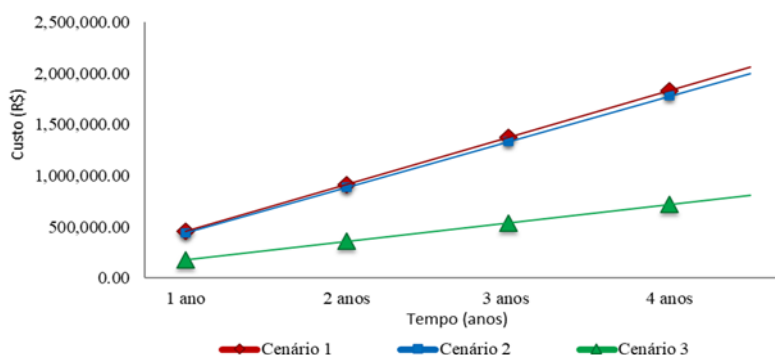
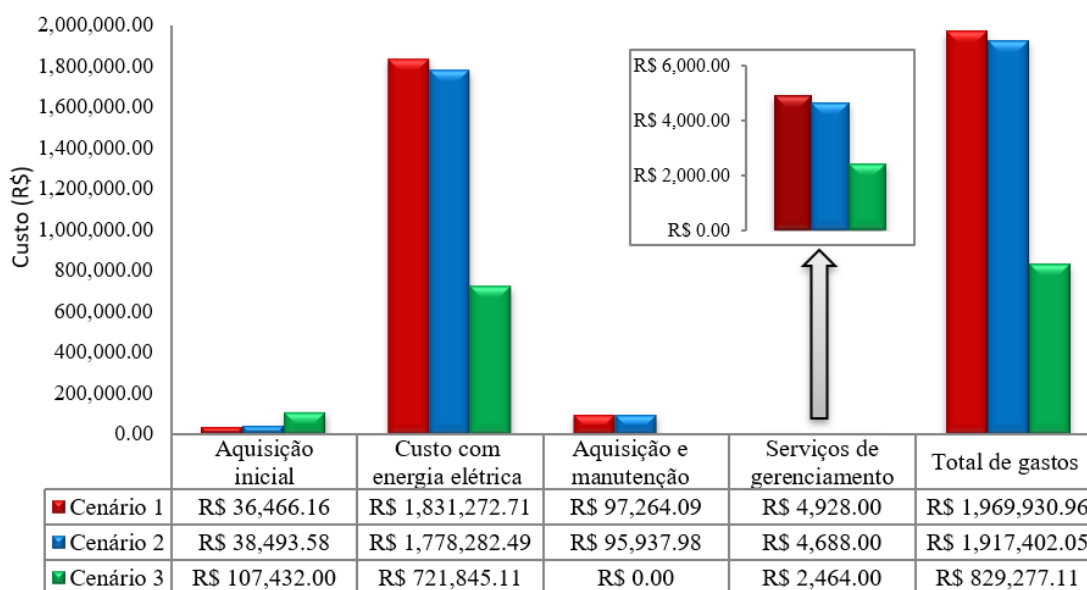


Figura 3. Comparação do custo com o consumo de energia elétrica, em reais, entre os cenários 1, 2 e 3 em um período de quatro anos.

O sistema de iluminação a LED é caracterizado por baixas potências, o que resulta em um baixo consumo de energia, além disso, esse tipo de lâmpada dispensa o uso de reatores, diminuindo ainda mais o custo com energia elétrica. Sendo assim, o LED possui alta eficiência luminosa, demanda menor consumo de energia e é capaz de produzir a mesma quantidade de luz que as lâmpadas convencionais. Apenas 20% desse tipo de iluminação são dissipados em forma de calor, enquanto que 80% são convertidos em energia luminosa, o que contribui para a redução dos gases do efeito estufa prejudiciais ao planeta (Leelakulthanit, 2014; Santos, 2015).

A Figura 4 apresenta o gráfico dos custos para cada fator considerado consoante a projeção de 4 anos. Verifica-se que a aquisição inicial para o cenário 3, demonstrou 65% em média mais caro que para os cenários 1 e 2, fato este explicado pelos preços de mercado elevados de alguns tipos das lâmpadas LED apresentado anteriormente. Por outro lado, o custo com o consumo de energia elétrica para o cenário 3 resultou 60.6% e 59.4% menor que os valores para os cenários 1 e 2, respectivamente.



**Figura 4.** Comparação dos custos totais entre a utilização de lâmpadas convencionais e LED em quatro anos.

Em dois anos haverá necessidade de aquisição das lâmpadas convencionais, assim como a contratação de empresas para serviços de manutenção. Os valores dos serviços de manutenção utilizados foram os respectivos pagos nos anos de 2016, 2017 e 2018 pela CDP (Figura 4). Em quatro anos não haverá necessidade de compra e nem manutenção no cenário 3, devido as lâmpadas LED apresentarem maior durabilidade e eficiência que as convencionais.

O valor considerado para os cálculos de serviço de gerenciamento (Figura 4) é de R\$ 4,00 por unidade de lâmpada (Tabela 6). O valor apresentado para o cenário 1, é referente a duas contratações de serviços de gerenciamento, o cenário 2, duas contratações para as lâmpadas convencionais e apenas uma para as lâmpadas LED. Por fim, o cenário 3 apenas uma contratação, visto que de acordo com a empresa prestadora do serviço, o valor cobrado para as convencionais é o mesmo para as de LED, apresentando custo inferior de 50% e 47,44% em relação aos cenários 1 e 2, respectivamente.

Os custos para a destinação de lâmpadas pós-consumo como a reciclagem estão diretamente relacionados com a distância do local de geração à recicladora, a quantidade gerada bem como a integridade das lâmpadas (Bacila, 2012). Segundo Sanches (2008) e Bacila (2012), a influência do fator logístico é relevante na viabilidade do processo de reciclagem de lâmpadas pós-consumo. O gerenciamento tem de assegurar o cumprimento das obrigações legais de modo a envolver gerador e reciclador aperfeiçoando e facilitando as operações logísticas de armazenamento e transporte.

De acordo com a Figura 4, o custo estimado para o cenário 3 no Terminal Petroquímico de Miramar, compreendendo a aquisição inicial, consumo de energia elétrica, manutenção e troca e serviços de gerenciamento, a economia total é de 57.78% e 56.62% em relação aos cenários 1 e 2, respectivamente. Dessa forma, do total de gastos com o sistema de iluminação, o que realmente pesa é o custo com energia elétrica, pois se verifica que do total, 93% referem-se somente ao gasto com o consumo de energia para os cenários 1 e 2 e 87% para o cenário 3 demonstrando que a utilização da tecnologia LED em substituição às lâmpadas convencionais é mais vantajosa.

### **Conclusão e recomendações**

O gerenciamento de lâmpadas pós-consumo geradas no Terminal como o tratamento e a destinação final não foram especificados pela empresa contratada para os serviços dessa especificidade. Entretanto, a CDP como administradora do Terminal, preocupa-se em destinar corretamente as lâmpadas esgotadas energeticamente, fato este constatado pela contratação de empresas especializadas e legalizadas para tais serviços.

No âmbito econômico, a aquisição do sistema de iluminação com tecnologia LED resultou 65% mais oneroso em relação ao convencional. Entretanto, os custos com o consumo de energia elétrica com a substituição das lâmpadas convencionais pelas lâmpadas LED (cenário 3) reduzem 60.6% e 59.4% os custos para os cenários 1 e 2.

Em relação aos serviços de gerenciamento, o cenário 3 apresentou economia de 50% e 47,44% em relação aos cenários 1 e 2, respectivamente.

Portanto, o valor gasto total estimado para o cenário 3 demonstrou economia total de 57.78% e 56.62% em relação cenários 1 e 2, respectivamente. Do valor total, 93% referem-se somente ao gasto com o consumo de energia para os cenários 1 e 2 e 87% para o cenário 3.

Em quatro anos já se pode observar o retorno total de investimento em lâmpadas de LED pela economia significativa no consumo de energia elétrica resultante do emprego dessa tecnologia.

Dessa forma, a tecnologia LED demonstra-se como uma alternativa viável economicamente e ambientalmente. O Sistema LED favorece uma economia na conta de energia elétrica em médio prazo (quatro anos) para a Companhia Docas do Pará. Além de diminuir o custo com manutenção e troca devido a durabilidade das lâmpadas LED ser maior às convencionais. Relativamente ao ambiente, confere em menor escala a necessidade de descartar lâmpadas pós-consumo, pois garante menor troca de lâmpadas a cada ano, além de conferir uma composição isenta de mercúrio e outras substâncias nocivas mitigando a poluição e nocividade à saúde humana.

Recomenda-se que deve haver orientação para os funcionários das empresas responsáveis pelos serviços de troca e manutenção das lâmpadas convencionais, assim como funcionários da CDP, alertando sobre os riscos de contaminação do mercúrio para a saúde e meio ambiente. Além disso, a realização de uma periodicidade da coleta em menor prazo, evitando o acúmulo e o tempo de exposição elevado dos responsáveis pelo manuseio e acondicionamento dentro da Central, principalmente em relação às lâmpadas quebradas.

### Referencias bibliográficas

- ABILUX, Associação Brasileira da Indústria de Iluminação (2008) *Reunião do Grupo de Trabalho sobre Lâmpadas Mercuriais do CONAMA. Descarte de Lâmpadas contendo Mercúrio*, ABILUX, 2008. Acesso em: 18 jan. 2019. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/processos/0E732C8D/ApresentacaoCONAMAOut2008Final.pdf>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *Resíduos sólidos - Classificação - NBR 10004*. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *Armazenamento de Resíduos Sólidos Perigosos - NBR 12235*. Rio de Janeiro, 1992.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2018) *Aprenda a calcular o consumo de seu aparelho e economize energia*. Acesso em: 11 out. 2018. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/17-05\\_materia1\\_3.pdf](http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/17-05_materia1_3.pdf)
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2008) *Dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas Sanitárias no Gerenciamento de Resíduos Sólidos nas áreas de Portos, Aeroportos, Passagens de Fronteiras e Recintos Alfandegados*. Resolução Nº 56, de 6 de agosto de 2008.
- Bacila, D. (2012) *Uso da Logística Reversa para apoiar a reciclagem de lâmpadas fluorescentes usadas: estudo comparativo entre Brasil e Alemanha. Dissertação de Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba - PR.
- Bley, B. (2012) *LED's versus Lâmpadas Convencionais viabilizando a troca. IPOG - Revista Especialize*. Edição nº 3/2012, maio.

- Brandão, A., Gomes, L., Afonso, J. (2011) Educação Ambiental: O caso das lâmpadas usadas. *Revista de Química Industrial*, **79**(731), 17-23.
- Brasil (2010a) *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*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- Brasil (2010b) *Decreto nº 7.404 de dezembro de 2010 - Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil.
- Brasil (1993) *Resolução CONAMA Nº 05, de 05/08/1993 - Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários*. Ministério do Meio Ambiente (MMA) Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).
- Brasil (2016) Empresa de Pesquisa Energética. *Projeção da demanda de energia elétrica para 2050. Série Estudos de energia. Nota técnica DEA 13/15*. Ministério de Minas e Energia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Acesso em 23 jan. 2019. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-458/DEA%2013-15%20Demanda%20de%20Energia%202050.pdf>
- Brasil (2019) *Vertente Econômica*. Ministério da Defesa, Marinha do Brasil. Acesso em: 25 Nov. 2019. Disponível em: [https://www.mar.mil.br/hotsites/amazonia\\_azul/vertente-economica.html](https://www.mar.mil.br/hotsites/amazonia_azul/vertente-economica.html)
- Carneiro, R. (2010) *Da loucura dos gatos dançantes ao circuito do século XXI: o mercúrio contido nas lâmpadas e a importância da educação no processo de gestão ambiental. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Sustentável*. Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.
- Centrais Elétricas do Pará - CELPA (2018) *Consumo de energia na tarifa branca*. Acesso em: 11 out. 2018. Disponível em: <http://www.celpe.com.br/imobiliario/simuladores/consumo-de-energia-na-tarifa-branca>
- Companhia Docas Do Pará, CDP (2018) *Portos e Terminais*. Acesso: 15 out. 2018. Disponível em: <https://www.cdp.com.br/terminal-de-miramar>
- Costa, D. (2010) Estudo e Determinação das características de lâmpadas de diferentes tipos. *Tese de Mestrado em Engenharia Eletrônica industrial e de Computadores*. Universidade do Minho. Portugal, novembro de 2010.
- Costa, T. (2015) Alternativas para o gerenciamento das lâmpadas do Porto de Belém e análise da viabilidade da implantação de sistema Led. *Monografia de Graduação em Engenharia Ambiental*. Universidade do Estado do Pará. Belém, PA, Brasil.
- Degra, A., Gobi, E. (2015) Logística Reversa: Meta de acordo setorial é recolher e reciclar 60 milhões de lâmpadas com mercúrio em 2019. *Revista LUME Arquitetura*, Ed. nº 73, 20-25.
- EMPALUX (2018) *Catálogo anual*. Curitiba, PR, Brasil. Acesso em: 27 out. 2018. Disponível em: [www.empalux.com.br](http://www.empalux.com.br)
- EPA, Environmental Protection Agency of United States (2009) *Fluorescent Lamp Recycling*. Acesso em: 25 nov. 2018. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1005193.txt>
- INMETRO (2018) Lâmpada LED. Acesso em: 20 out. 2018. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/inovacao/publicacoes/cartilhas/lampadaLED/lampadaLED.pdf>
- FIOCRUZ, Fundação Osvaldo Cruz (2011) INVIVO. *Lâmpada fluorescente ou eletrônica*. Acesso: 15 out. 2018. Disponível em: <http://www.invivo.fiocruz.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=1173&sid=9>
- Johnson, N., Manchester, S., Sarin, L., Gao, Y., Kulaots, I., Hurt, R. (2008). Mercury Vapor Release from Mercury Vapor Release from Broken Compact Fluorescent Lamps and In Situ Capture by New Nanomaterial Sorbents. *Environment Science Technology*, Rhode Island, **42**(15), 5772-5778, 2008. doi: <https://doi.org/10.1021/es8004392>
- Broken Compact Fluorescent Lamps and In Situ Capture by New Nanomaterial Sorbents. *Environment Science Technology*, Rhode Island, **42**(15), 5772-5778. doi: <https://doi.org/10.1021/es8004392>
- Kalache, N., Moreira, S., Araujo, R., Oliveira, B., Prado, T. (2013) Análise Comparativa de Sistemas de Iluminação - Viabilidade Econômica da aplicação de LED. *XXXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção*. Salvador, BA, Brasil.

- Leelakulthanit, O. (2014) The factors affecting the adoption of LED Lamps. *International Business & Economics. International Business & Economics Research Journal*, Tailândia, **13**(4), 757-768, jul/ago.
- Leopoldino, C., Mendonça, F. (2017) Dificuldades de descarte de lâmpadas fluorescentes em Minas Gerais. *Congresso de Administração, Sociedade e Inovação*. 30 de novembro e 01 de dezembro de 2017. Petrópolis, RJ, Brasil.
- LEOX Soluções em LED (2018) *Iluminação LED e Projetos Luminotécnicos*. São Paulo, SP, Brasil. Acesso em: 27 out. 2018. Disponível em: [www.leox.com.br](http://www.leox.com.br)
- Maneesuwannarat, S., Vangnai, A., Yamashita, M., Thiravetyan, P. (2016). Bioleaching of gallium from gallium arsenide by *Cellulosimicrobium funkei* and its application to semiconductor/electronic wastes. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. **99**, 80-87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.10.008>
- Miyashiro, M. (2016) Avaliação da eficiência energética de lâmpadas LED. *Mestrado em ciências de infraestrutura urbana*. Campinas, SP, Brasil.
- Pereira, T., Carvelli, E. (2018) Vantagens econômicas, ambientais e de durabilidade da lâmpada de Led em comparação as lâmpadas fluorescentes tubulares. *Revista UNINGÁ Review*. **33**(2), 165-175. ISSN 2178- 2571.
- Peres, A., Ávila, A. (2017) Logística Reversa de Lâmpadas Fluorescentes, Anápolis - GO. *8º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. Curitiba, PR, Brasil.
- Pessoa, J., Ghisi, E. (2014) Relatório Técnico: *Eficiência luminosa de produtos LED encontrados no mercado brasileiro (Versão 2: revisada e ampliada)* Centro Brasileiro de Eficiência Energética em Edificações. Florianópolis, SC, Brasil.
- PHILIPS (2014) *Tabela de Iluminação Profissional*. Acesso em: 27 out. 2018. Disponível em: [www.philips.pt/iluminacao](http://www.philips.pt/iluminacao)
- Ranita, R. (2015) Sustentabilidade em Sistemas de Iluminação: O contributo da tecnologia LED. *Tese de Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente*. Universidade do Porto. Distrito do Porto, Portugal.
- Rocha, C. (2016) Gerenciamento dos resíduos sólidos em Ambiente Portuário - Porto do Recife/PE. *Dissertação de mestrado*. Programa de pós-graduação em geografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE, Brasil.
- Sanches, E. S. (2008) Logística reversa de pós-consumo do setor de lâmpadas Fluorescentes. *V Congresso Nacional de Engenharia Mecânica*. Anais do CONEM.18-22 ago. Salvador, Bahia, Brasil.
- Santos, T., Batista, M., Pozza, S., Rossi, L. (2015) Análise da eficiência energética, ambiental e econômica entre lâmpadas de LED e convencionais. *Revista Eng. Sanitária e Ambiental*. **20**(4), 595-602.
- Santos, E., Camacho, A., Rauber, L., Moraes, C. (2018) Desmontagem e caracterização de Lâmpadas LED para recuperação de materiais. *9º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Silva, F. (2014) *Gerenciamento de lâmpadas fluorescentes pós-consumo. Informações essenciais para implementação da Logística Reversa*. In Silva, Fernando (Eds.) Via Sapia. 1ª Edição.
- Utiluz (2012) Empresa fabricante de produtos com tecnologia LED. *LED - o que é e como funciona*. Acesso em: 21 dez. 2018. Disponível em: <https://www.iar.unicamp.br/lab/luz/dicasemail/led/dica36.htm>



# REVISTA AIDIS

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

## DESENVOLVIMENTO DE LODO GRANULAR AERÓBIO E AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS) A PARTIR DE DOIS INÓCULOS DISTINTOS

\* Ana Clara Rezende Gomes <sup>1</sup>  
Edgard Henrique Oliveira Dias <sup>1</sup>  
Renata de Oliveira Pereira <sup>1</sup>

### DEVELOPMENT OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE AND EVALUATION OF THE PERFORMANCE OF SEQUENCING BATCH REACTOR (SBR) USING TWO DIFFERENT TYPES OF INOCULA

Recibido el 25 de junio de 2019; Aceptado el 13 de enero de 2021

#### Abstract

*This work aimed at monitoring the formation of aerobic granular sludge in a SBR prototype and at evaluating its performance. The SBR was operated in two different phases (A and B), both fed with real domestic sewage and operated with 6-h cycles, but using different types of inocula: biological sludge from an extended aeration activated sludge system (in Phase A) and biological sludge from a conventional activated sludge system (in Phase B). During Phase A, the SBR was operated over 21 consecutive days, and presented the following mean removal efficiencies: 73% for turbidity; 85% for COD; 88% for TSS; and 42% for ammoniacal nitrogen. During Phase B, the SBR was operated over 20 consecutive days and presented the following mean removal efficiencies: 86% for turbidity; 80% for COD; and 88% for TSS. No removal of ammoniacal nitrogen was observed in Phase B. In both Phases, granules with sizes between 1 and 2 mm were formed, although maturity of granules was not achieved. In Phase A, sedimentation velocities  $\geq 5.8$  m/h were observed, whereas in Phase B, with higher amount of granules, settling velocities of approximately 17.4 m/h were noted. Results indicate that biological sludge from both conventional activated sludge and extended aeration activated sludge systems may be good inocula options for the formation of granular sludge in SBR systems.*

**Keywords:** *biological treatment, domestic wastewater, granule, removal efficiency.*

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, s/n, Cidade Universitária, Juiz de Fora, Minas Gerais. 36036-900. Brasil.

Email: [ana.rezende@engenharia.uff.br](mailto:ana.rezende@engenharia.uff.br)

## Resumo

O objetivo deste trabalho foi acompanhar o processo de granulação aeróbia em um reator em bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada e avaliar seu desempenho durante duas etapas. Em ambas as etapas o RBS foi operado com ciclos operacionais de 6h e alimentado com esgoto doméstico real. No entanto, foram utilizados dois inóculos distintos: lodo biológico de sistema de lodos ativados com aeração prolongada na Etapa A; e lodo biológico de sistema de lodos ativados convencional na Etapa B. Na Etapa A, o RBS foi operado ao longo de 21 dias consecutivos e apresentou eficiências médias de remoção de 73% para turbidez, 85% para DQO, 88% para SST e 42% para nitrogênio amoniacal. Na Etapa B, por sua vez, operou-se o RBS por 20 dias consecutivos e observou-se as seguintes eficiências médias de remoção: 86% para turbidez; 80% para DQO; e 88% para SST. Não foi observada remoção de nitrogênio amoniacal na Etapa B. Em ambas as etapas houve formação de grânulos com tamanhos entre 1 e 2 mm, apesar de a maturidade dos grânulos não ter sido alcançada. Na Etapa A, velocidades de sedimentação  $\geq 5.8$  m/h foram observadas, enquanto na Etapa B, com maior quantidade de grânulos formada, velocidades de sedimentação de aproximadamente 17.4 m/h foram registradas. Os resultados indicam que o lodo biológico tanto de sistemas de lodos ativados convencionais quanto de sistemas de lodos ativados com aeração prolongada podem ser boas opções de inóculo para a formação de lodo granular em RBS.

**Palavras chave:** eficiência de remoção, esgoto doméstico, grânulo, tratamento biológico.

## Introdução

Ao longo dos anos, o aumento populacional, juntamente com a expansão industrial, tem causado uma demanda cada vez maior por recursos naturais, especialmente os recursos hídricos. Este crescimento desordenado, aliado à falta de infraestrutura, traz consequências negativas para a sociedade.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), 83.5% dos brasileiros têm acesso a serviços de abastecimento com água tratada e 52.4% da população possuem coleta de esgoto (SNIS, 2019). Ou seja, milhões de brasileiros ainda não recebem água tratada e quase metade da população não possui rede coletora de esgoto. Além disso, de todo o esgoto gerado, apenas 46.0% são tratados (SNIS, 2019). Tais informações são preocupantes, visto que a ausência ou precariedade do serviço de coleta e tratamento de esgotos domésticos estão diretamente ligados a problemas de saúde pública (Teixeira e Pungirum, 2005).

Com relação ao tratamento de esgotos, os lodos ativados compõem uma técnica difundida globalmente que possui algumas derivações, dentre as quais uma tem sido recentemente estudada com o intuito de promover a remoção de matéria orgânica e nutrientes: o desenvolvimento de lodo granular aeróbio (Bassin *et al.*, 2012). Uma das características mais relevantes dos grânulos aeróbios é a velocidade de sedimentação, que é mais elevada que a dos flocos convencionais (Bassin, 2011). Desta forma, a separação entre a biomassa e o efluente tratado é bastante eficiente, proporcionando um sobrenadante clarificado e com poucos sólidos em suspensão, isso tudo aliado a uma baixa demanda de área. Em seu estudo, por exemplo,

Jungles (2011) obteve grânulos com velocidade de sedimentação entre 11 m/h e 15 m/h. Já Rollemberg *et al.* (2020) reportaram uma velocidade mínima de sedimentação de 10 m/h.

De acordo com de Kreuk *et al.* (2005), os grânulos aeróbios são entendidos como “agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas condições de cisalhamento hidrodinâmico e que sedimentam significativamente mais rápido que os flocos de lodos ativados”. Também podem ser considerados como “miniecosistemas”, compostos por população microbiana mista, que pode ser manipulada, através de condições operacionais específicas, de forma que os micro-organismos dominantes desejados sejam selecionados. Segundo Rollemberg *et al.* (2020), existem cinco grupos em que os principais micro-organismos atuantes no lodo granular podem ser classificados: organismos acumuladores de fosfato (*polyphosphate-accumulating organisms* – PAO); organismos acumuladores de glicogênio (*glycogen-accumulating organisms* – GAO); organismos heterotróficos ordinários (*ordinary heterotrophic organisms* – OHO); organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários (*denitrifying ordinary heterotrophic organisms* – DOHO); e bactérias nitrificantes.

Os grânulos aeróbios maduros, com uma estrutura compacta, possuem tamanho variando entre 0.5 e 2.0 mm e, devido a esta compactação, apresentam uma limitação da difusão de oxigênio em seu interior. Por consequência, zonas aeróbias (camadas externas), anóxicas e anaeróbias (camadas internas) podem existir concomitantemente nos grânulos (Li *et al.*, 2005). Dessa forma, é possível que haja remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo. Tais grânulos são formados a partir do lodo usado para inoculação do sistema, geralmente proveniente de lodos ativados, em que os flocos biológicos possuem diâmetro de 50 a 500  $\mu\text{m}$  (von Sperling, 2011).

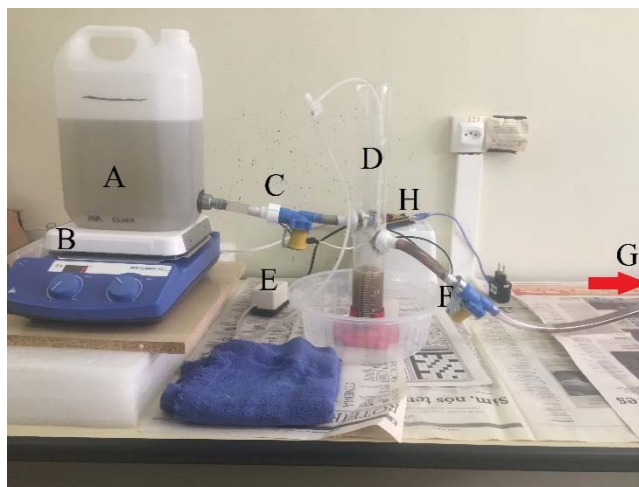
Segundo Liu e Tay (2004), o processo de formação de grânulos ocorre em condições controladas e é influenciado por diversos parâmetros operacionais como: tempo de sedimentação dos grânulos em RBS; estratégia de alimentação; concentração de oxigênio dissolvido; intensidade de aeração; tempo de ciclo; relação altura/diâmetro do reator; composição/concentração do substrato; temperatura e pH. Ou seja, para que haja a formação de grânulos aeróbios, é necessário haver uma combinação de condições favoráveis previamente estabelecidas.

Devido às vantagens com relação à retenção de partículas, simplicidade e flexibilidade de operação, a granulação aeróbia é geralmente desenvolvida em reatores em bateladas sequenciais (RBS). Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento de lodo granular aeróbio em um sistema RBS em escala de bancada operado com esgoto doméstico real e inoculado com lodos biológicos diferentes (Etapa A: lodos ativados convencional; Etapa B: lodos ativados com aeração prolongada), bem como avaliar a performance do sistema nos dois cenários estudados.

## Metodologia

### Reator em bateladas sequenciais (RBS)

O sistema do reator em bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada utilizado foi desenvolvido por Pereira (2016). Porém, sofreu modificações e ajustes para a realização do presente trabalho. A Figura 1 apresenta o RBS utilizado com detalhamento de seus componentes.



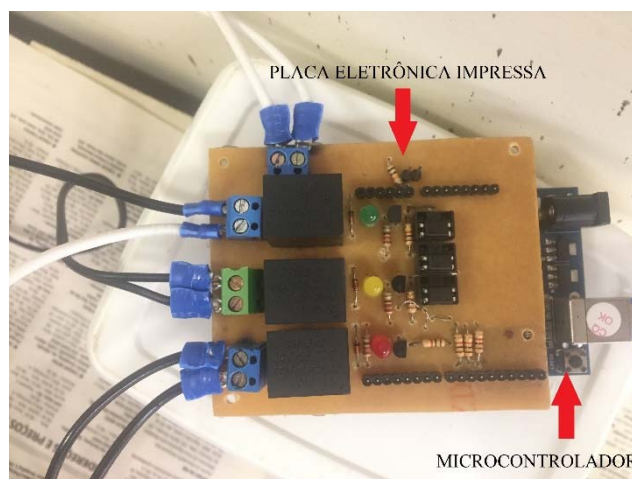
**Figura 1.** Reator em bateladas sequenciais (RBS) de bancada: galão de 5.0 L de armazenamento de esgoto (A); agitador magnético (B); sistema de entrada, com mangueiras de ½” de diâmetro e válvula solenoide automatizada (C); reator de bancada (proveta de 0.5 L adaptada) (D); compressor de ar (bomba de aquário) (E); sistema de saída, com mangueiras de ½” de diâmetro e válvula solenoide automatizada (F); galão de 5.0 L de armazenamento de efluente tratado (G); circuito controlador (H).

O RBS possui formato de coluna, fabricado em vidro borossilicato com as seguintes dimensões: 37.9 cm de altura e 4.7 cm de diâmetro interno. A altura útil adotada foi de 29.0 cm, correspondendo a um volume útil de aproximadamente 0.5 L e a uma relação altura/diâmetro (H/D) do reator igual a 6.2. O estudo de Rocktäschel *et al.* (2013) reportou uma relação H/D igual a 9.0, a qual proporcionou uma boa estabilidade aos grânulos, sendo esta relação H/D próxima à relação utilizada no presente estudo. Segundo Beun *et al.* (1999), elevadas relações H/D são vantajosas, pois promovem uma trajetória vertical de sedimentação mais extensa, favorecendo a seleção dos grânulos no reator através da velocidade de sedimentação.

A aeração foi feita através de um compressor (marca Panther – Modelo Panther 20 L), através do bombeamento de ar para o interior do reator por pedra porosa, localizada ao fundo do reator. A utilização da pedra porosa teve por objetivo a criação de uma coluna de pequenas bolhas, proporcionando a mistura da biomassa no meio líquido, além da oxigenação do sistema. A

presença de válvula reguladora no sistema de aeração proporcionou o controle da vazão de ar no sistema.

O funcionamento do sistema foi automatizado através de um circuito eletrônico composto por duas parcelas, sendo uma digital e uma analógica. A parte digital era composta por um microcontrolador (marca Arduino – Modelo UNO R3), responsável por controlar a duração de cada fase do ciclo operacional do reator, o acionamento e desligamento das válvulas de enchimento/descarte e do compressor de ar. Este microcontrolador era alimentado através de um adaptador conectado à rede elétrica, que convertia a tensão de 127V, com corrente alternada, para uma tensão de 5V, com corrente contínua. Já a parte analógica era responsável por fazer a conversão contrária, para que o sinal enviado pelo microcontrolador fosse passado para as válvulas e o compressor, acionando-os, uma vez que estes funcionam apenas com tensões de 127V e corrente alternada. Este circuito analógico era constituído por uma placa de circuito impresso, que continha 3 lâmpadas de LED, verde, amarela e vermelha, para indicar as fases de enchimento, aeração e descarte, respectivamente. A placa eletrônica e o microcontrolador ficavam acoplados, através de pinos, onde o microcontrolador ficava por baixo, como demonstrado na Figura 2.



**Figura 2.** Placa eletrônica de circuito impresso acoplada em microcontrolador.

### Operação do RBS

A condução dos experimentos foi realizada no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). O desempenho do reator em bateladas sequenciais (RBS) de bancada foi acompanhado, utilizando como substrato esgoto doméstico real. O processo de desenvolvimento do lodo granular aeróbio foi dividido em duas etapas (A e B), com 3 semanas

de duração cada, sendo que para cada etapa foram mantidas as mesmas condições operacionais do RBS, com exceção do lodo utilizado como inóculo: na Etapa A, o RBS foi operado por 21 dias consecutivos (15/03/2017 – 05/04/2017), utilizando como inóculo lodo biológico de um sistema de lodos ativados com aeração prolongada tratando efluentes domésticos; na Etapa B, o RBS foi operado por 20 dias consecutivos (26/04/2017 – 16/05/2017), sendo o inóculo proveniente de um sistema convencional de lodos ativados também tratando esgoto doméstico.

Em ambas as etapas, utilizaram-se aproximadamente 160 mL de inóculo e foram executados 4 ciclos diários com duração de 6 horas cada. Cada ciclo de operação era composto por 4 fases (enchimento estático, aeração, sedimentação e descarte do efluente tratado), conforme detalhado na Tabela 1.

**Tabela 1.** Distribuição dos tempos e fases de cada ciclo do RBS.

Fases de operação	Duração (min)
Enchimento estático (sem aeração ou agitação)	23
Aeração	311
Sedimentação	3
Descarte do efluente tratado	23
Total	360

A utilização de ciclos com duração de 6 h foi baseada no intervalo de tempos de ciclo (3 a 6 h) mais aplicados na operação de reatores em bateladas sequenciais, de acordo com Bassin (2011). O tempo de sedimentação (3 min) foi adotado conforme estudos realizados por Qin *et al.* (2004), que obtiveram sucesso no cultivo e na predominância de grânulos quando os reatores foram submetidos a tempos de sedimentação inferiores a 5 min.

A primeira fase, de enchimento, tinha a duração de 23 minutos, na qual eram introduzidos no reator, a uma altura de 17.5 cm da base, 250 mL de afluente, a uma vazão aproximada de 11 mL/min. Logo após o enchimento do reator, começava a segunda fase, de aeração, com duração de 311 minutos, etapa na qual ocorria o tratamento biológico. Em seguida, na terceira fase, o sistema permanecia estático (sem aeração ou agitação) por um período de 3 minutos, a fim de possibilitar a sedimentação do lodo biológico do reator (i.e., velocidade de sedimentação mínima de 5.8 m/h). Por fim, dava-se início à quarta fase, de descarte do efluente tratado (250 mL), feito a uma altura de 14.5 cm da base do reator, com duração de 23 minutos. Desta forma, o percentual de troca volumétrica ( $V_{\text{enchimento}}/V_{\text{reator}}$ , i.e., volume de 250 mL de esgoto afluente introduzido no sistema em cada ciclo dividido pelo volume de 500 mL do reator) do sistema era de 50%.

### Monitoramento do sistema

Os parâmetros de controle do sistema oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T) e pH foram monitorados diariamente, com exceção de fins de semana e dias 21 de março, 04 de abril e 04 de maio.

Temperatura e OD foram medidos no interior do reator ao longo do experimento, enquanto o pH do afluente e efluente foram medidos no interior de seus respectivos galões de armazenamento. Não foi possível a medição da intensidade de aeração em decorrência da simplicidade do equipamento utilizado (bomba de aquário).

Com a finalidade de monitorar o desempenho do sistema, análises de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e turbidez foram realizadas em amostras do esgoto bruto afluente e do efluente tratado, três vezes por semana (às segundas, quartas e sextas-feiras), enquanto análises de sólidos suspensos totais (SST) do esgoto bruto afluente e do efluente tratado foram realizadas semanalmente. Análises de SST e de sólidos suspensos voláteis (SSV) do lodo foram feitas no primeiro dia (lodo de inoculação) e último dia (lodo granular) de cada etapa.

Adicionalmente, a altura do lodo sedimentado foi monitorada duas vezes por semana. Nesse sentido, foram realizadas leituras da altura do lodo sedimentado, com auxílio de régua a cada 3 minutos, durante 24 minutos, a partir do início da fase de sedimentação do ciclo operacional.

As análises físico-químicas foram realizadas conforme as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Métodos e frequências das análises físico-químicas.

Parâmetro	Amostras analisadas	Método	Frequência
OD (mg O <sub>2</sub> /L), temperatura (°C) e pH	Afluente e efluente	Sonda multiparâmetro (HACH – HQ30D)	Diariamente
Turbidez (uNT)	Afluente e efluente	Turbidímetro (Del Lab – DLT WV)	3 vezes por semana
Nitrogênio amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	Afluente e efluente	Método titulométrico *4500B e 4500C	3 vezes por semana
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Afluente e efluente	Método colorimétrico em refluxo fechado *5220D	3 vezes por semana
SST (mg/L)	Afluente e efluente	Método gravimétrico *2540D	1 vez por semana
SST (mg/L) e SSV (mg/L)	Lodo de inoculação e lodo granular	Método gravimétrico *2540D e 2540E	No início e no final das Etapas A e B
Altura do lodo sedimentado	Lodo de inoculação e lodo granular	Leitura visual com auxílio de régua	2 vezes por semana

\* *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Por fim, foi realizada análise simplificada do tamanho dos grânulos. Para tal, amostras de lodo das Etapas A e B foram coletadas após a finalização das mesmas, e mantidas sob refrigeração ( $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) por período inferior a 30 dias. Idealmente, a verificação do tamanho dos grânulos deveria ser realizada com o auxílio de microscopia, como indicado por Bassin *et al.* (2012), Wagner (2011) e Jungles (2011). Entretanto, considerando as limitações do LAQUA/UFJF, optou-se por se utilizar a metodologia de Sales (2018) de forma adaptada: as amostras, em temperatura ambiente, foram transferidas para placas de Petri, dispostas ao lado de uma régua, e então foram tiradas fotografias para análise visual do tamanho dos grânulos.

### Resultados e discussão

Na Tabela 3 são apresentadas as características dos lodos utilizados como inóculo para as Etapas A e B. O sistema RBS monitorado foi inoculado com aproximadamente 592 mg SSV de lodo na Etapa A (160 mL de lodo biológico proveniente de lodos ativados com aeração prolongada; SSV = 3.7 g/L) e 976 mg SSV na Etapa B (160 mL de lodo biológico proveniente de lodos ativados convencional; SSV = 6.1 g/L) (Tabela 3). Verifica-se, portanto, que a massa de SSV do inóculo utilizado na Etapa B foi quase o dobro da massa de SSV do inóculo utilizado na Etapa A.

**Tabela 3.** Características dos lodos ativados utilizados como inóculo nas Etapas A e B.

Parâmetro	Unidade	Etapa A	Etapa B
Sólidos suspensos totais (SST)	g/L	5.7	6.5
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	g/L	3.7	6.1
Sólidos suspensos fixos (SSF)	g/L	2.0	0.4

De acordo com a literatura, a maioria dos estudos relatou o desenvolvimento de grânulos aeróbios utilizando inóculo proveniente de sistemas de lodos ativados (McSwain *et al.*, 2004; Jungles, 2011; Wagner, 2015; Pereira, 2016). Jungles (2011) operou um RBS em duas fases: na Fase I, utilizou lodo granular aeróbio como inóculo, com concentração de SST igual a 12.7 g/L; na Fase II, utilizou lodo ativado como inóculo, com concentração de SST igual a 1.2 g/L. A autora obteve eficiências médias de remoção de DQO de  $96.0\pm 1.7\%$  e  $90.3\pm 8.8\%$  nas Fases I e II, respectivamente. Wagner e Costa (2015) reportaram uma concentração de 4.5 g/L de SST em seu inóculo do tanque de aeração de uma ETE de lodos ativados e reportaram eficiência média de remoção de DQO de  $82.0\pm 5.0\%$ . Observa-se, portanto, consideráveis variações em termos de concentrações de sólidos nos lodos utilizados como inóculo e de eficiências de remoção nos diferentes estudos.



Segundo Chen e Lee (2015), o papel do inóculo ainda intriga os pesquisadores, uma vez que vários fatores interferem na granulação aeróbia, como a época em que o lodo é coletado, a temperatura, o pH, a composição/concentração do substrato, entre outros. Além disso, os autores também destacam que identificar os micro-organismos que compõem o lodo de inóculo é mais importante do que apenas determinar a concentração de biomassa deste.

O sistema RBS do presente trabalho foi alimentado com esgoto doméstico real. A caracterização do efluente bruto utilizado e as cargas aplicadas durante a operação do sistema são apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4.** Características do esgoto doméstico bruto utilizado para alimentação do RBS nas Etapas A e B: média  $\pm$  desvio padrão.

Parâmetro	Unidade	Etapa A	Etapa B
DQO	mg/L	253 $\pm$ 102	340 $\pm$ 120
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	30 $\pm$ 3	47 $\pm$ 14
SST	mg/L	170 $\pm$ 93	193 $\pm$ 87
Carga orgânica volumétrica	kg DQO/m <sup>3</sup> .d	0.51 $\pm$ 0.20	0.68 $\pm$ 0.24
Carga nitrogenada volumétrica	kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/m <sup>3</sup> .d	0.06 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.03

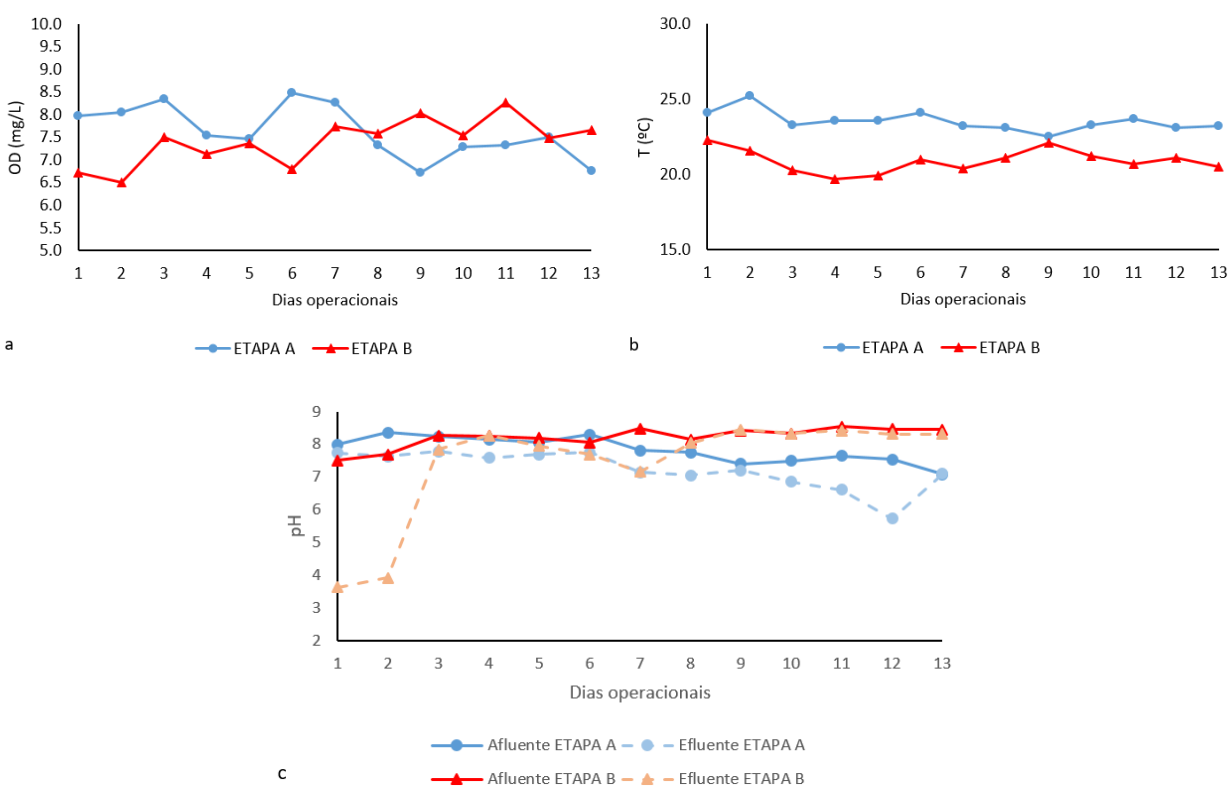
Pereira (2016), Wagner (2015) e Wagner e Costa (2015), entre outros, utilizaram esgoto doméstico real como substrato. Em termos de DQO e carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, Pereira (2016) reportou, para o esgoto doméstico utilizado, valores de 550 $\pm$ 44 mg/L e 1.1 kg DQO/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente. Wagner (2015), por sua vez, observou concentrações de 304 $\pm$ 82 mg/L para DQO, 82 $\pm$ 18 mg/L para nitrogênio amoniacal; as cargas volumétricas aplicadas de DQO e nitrogênio foram de 1.1 $\pm$ 0.3 kg DQO/m<sup>3</sup>.d e 0.29 $\pm$ 0.06 kg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N /m<sup>3</sup>.d, respectivamente. Wagner e Costa (2015) utilizaram efluentes com concentrações de 191-602 mg/L para DQO e 73-112 mg/L para nitrogênio amoniacal.

Os autores destacam que a utilização de esgoto doméstico real, devido à variação de suas características, requer mais tempo para o desenvolvimento de grânulos aeróbios do que os sistemas que utilizam esgoto sintético. Portanto, verifica-se que as cargas volumétricas de DQO e nitrogênio amoniacal aplicadas no presente estudo (Tabela 4) foram, respectivamente, 33% e 50% na Etapa A em comparação à Etapa B, porém, menores do que as utilizadas nos estudos de Pereira (2016), Wagner (2015) e Wagner e Costa (2015). Tal fato, pode influenciar no processo de granulação. Li *et al.* (2008) estudaram um reator tendo glicose como substrato sob diferentes COV e verificaram granulação mais rápida com COV elevadas (4.5 kg DQO/m<sup>3</sup>.d) se comparado a

COV menores ( $1.5$  a  $3.0 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ ). No presente trabalho, a Etapa B, com maior COV, apresentou granulação ligeiramente superior à Etapa A, corroborando o observado por Li *et al.* (2008).

### OD, temperatura e pH

A Figura 3.a apresenta as variações das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) no reator em função dos dias em que foram realizadas as medições. Os valores de OD observados variaram de  $6.7$  a  $8.5 \text{ mg/L}$  na Etapa A, e de  $6.5$  a  $8.3 \text{ mg/L}$  na Etapa B. Em termos de valores médios e desvio padrão, as concentrações de OD obtidas foram de  $7.6 \pm 0.6 \text{ mg/L}$  e  $7.4 \pm 0.5 \text{ mg/L}$  para as Etapas A e B, respectivamente, demonstrando pequenas variações de OD em torno da média. Os valores médios de OD obtidos encontram-se dentro da faixa de concentrações observadas por Jungles (2011) e Pereira (2016), que variaram de  $5.0$  a  $9.0 \text{ mg/L}$ . Vale ressaltar que os valores de OD observados no presente trabalho foram relativamente altos, devido à dificuldade em alcançar uma vazão de ar que fosse suficiente para manter os sólidos em suspensão e, ao mesmo tempo, não causasse a flotação do lodo.



**Figura 3.** Variação das concentrações de OD (a) e dos valores de temperatura (b) e pH (c) no RBS ao longo de sua operação nas Etapas A e B.

A Figura 3.b ilustra as variações das temperaturas no interior do reator ao longo das Etapas A e B. Na Etapa A, os valores de temperatura oscilaram entre 20 e 25°C, aproximadamente, com média de  $23.5 \pm 0.6$  °C. Na Etapa B, em dois dias consecutivos (quarto e quinto dia de medição) as temperaturas registradas foram pouco abaixo de 20°C, sendo a média igual a  $20.9 \pm 0.8$  °C. Estudos reportados na literatura envolvendo o cultivo de grânulos aeróbios também registraram temperaturas entre 20 e 30°C (Jungles, 2011; Bassin *et al.*, 2012; Pereira, 2016). É importante ressaltar que a diferença entre as médias das temperaturas nas Etapas A e B deve-se principalmente às alterações climáticas referentes às épocas do ano em que tais etapas foram realizadas. A Etapa A ocorreu entre o verão e a primavera, enquanto a Etapa B ocorreu inteiramente durante a primavera.

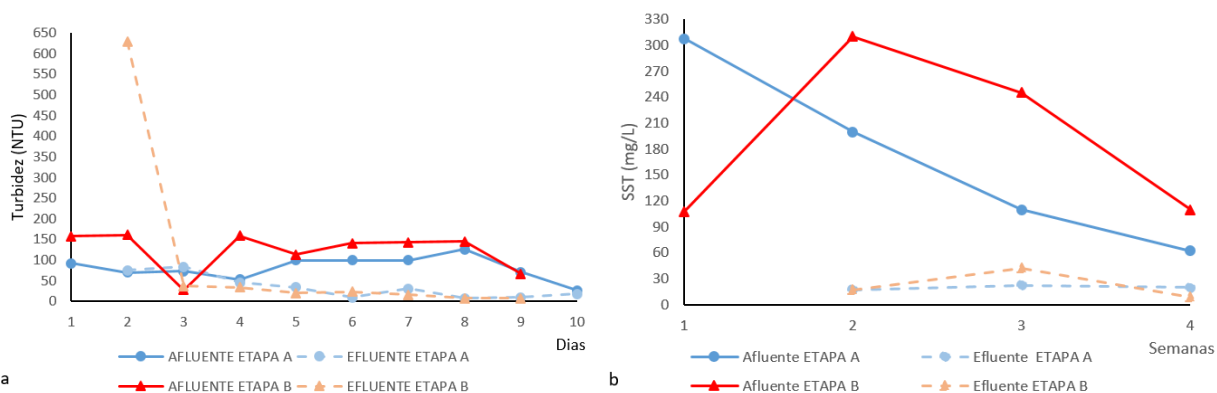
Foram observados baixos valores de pH (3.63 e 3.81) no efluente tratado nos dois primeiros dias de operação durante a Etapa B. Tais valores de pH coincidem com elevados níveis de turbidez (Figura 4.a) e DQO (Figura 5) no efluente, consequência da perda de lodo (*washout*), que sai com o efluente tratado no início da operação de reatores granulares. Tal fato pode ter desencadeado processos acidogênicos no efluente armazenado, consequência da elevada carga orgânica. Com exceção desses dados, não foram observadas grandes variações de pH no esgoto bruto e no efluente tratado em ambas as Etapas (Figura 3.c). No entanto, nas duas etapas, percebeu-se uma leve queda do pH do afluente para o efluente: na Etapa A, foi observada uma média de  $7.8 \pm 0.4$  para o esgoto bruto e  $7.2 \pm 0.6$  para o efluente tratado; na Etapa B,  $8.2 \pm 0.3$  para o esgoto bruto e  $7.4 \pm 1.6$  para o efluente tratado. Pereira (2016) também observou uma ligeira redução dos valores médios de pH do afluente ( $7.3 \pm 0.2$ ) para o efluente ( $7.2 \pm 0.5$ ).

Yang *et al.* (2008) observaram a formação de grânulos de no máximo 4.8 mm de diâmetro, em pH em torno de 8.0. Conforme destacado por McSwain *et al.* (2004) e Beun *et al.* (1999), o crescimento de fungos é favorecido em condições de pH entre 4.0 e 6.0, podendo auxiliar no processo inicial de granulação, visto que seus filamentos podem servir como suporte para o crescimento de bactérias e para o desenvolvimento do grânulo em si. No entanto, Adav *et al.* (2008) apontam que ainda não se pode determinar com exatidão quais os efeitos do pH no desenvolvimento de grânulos aeróbios.

### Remoção de sólidos

Analisando a Figura 4.a é possível observar que, no segundo dia de medição da turbidez, tanto na Etapa A quanto na Etapa B, a turbidez dos efluentes foi mais alta que a turbidez de seus respectivos afluentes. Isso pode ser atribuído ao fato de que nos primeiros ciclos, quando ainda não houve formação de grânulos no sistema, há uma grande perda de lodo (*washout*), que sai com o efluente tratado. Esta perda é em função do baixo tempo de sedimentação, que exerce a chamada pressão de seleção da biomassa, ou seja, o lodo com baixa sedimentabilidade é lavado do reator, sendo retidas neste apenas as partículas com boa sedimentabilidade, para que haja a

formação do lodo granular posteriormente (Wagner e Costa, 2015). Percebe-se, portanto, através da Figura 4.a, que nos dias de medição 2 e 3 das duas etapas, os níveis de turbidez efluentes foram maiores que os afluentes, devido à elevada perda de biomassa. No entanto, a partir do terceiro dia de medição as eficiências de remoção tiveram um aumento até se tornarem estáveis, alcançando valores máximos de 94% na Etapa A e 95% na Etapa B. Devido à perda de sólidos nos dias 2 e 3 e à estabilidade a partir do dia 4 em ambas as etapas, os valores dos dias 2 e 3 foram desconsiderados para o cálculo das eficiências médias, a fim de tornar melhor a visualização dos resultados. Desta forma, as eficiências médias de remoção de turbidez nas Etapas A e B foram, respectivamente, de 73% e 86%.



**Figura 4.** Variação da turbidez no afluente e no efluente do RBS (a) e das concentrações de SST (b) no afluente e efluente do RBS ao longo das Etapas A e B.

As análises de SST foram realizadas uma vez por semana em cada etapa. Analisando a Figura 4.b, pode ser observado que ao longo de ambas as etapas, as concentrações de SST no efluente tratado mantiveram-se inferiores às concentrações dos afluentes. Isso deve-se ao fato de que a primeira análise de SST foi realizada após 1 semana de operação do RBS, ou seja, após o sistema atingir estabilidade quanto à perda de biomassa (*washout*).

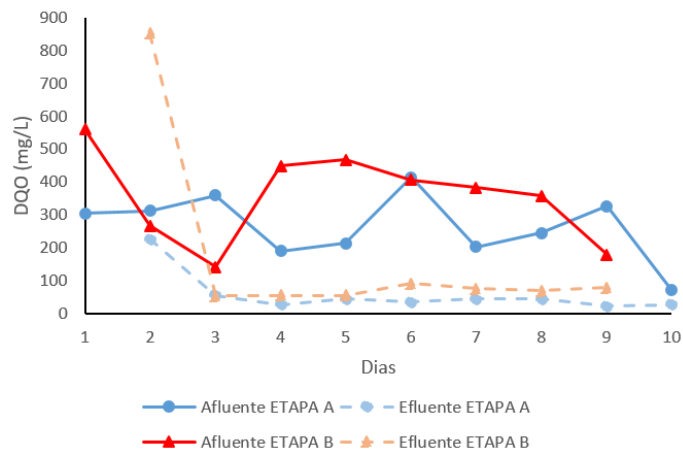
As concentrações médias de SST foram  $170 \pm 93$  mg/L para o afluente e  $20 \pm 2$  mg/L para o efluente na Etapa A e  $193 \pm 87$  mg/L para o afluente e  $23 \pm 14$  mg/L para o efluente na Etapa B. As eficiências médias de remoção alcançadas foram bastante semelhantes: 88.2% para a Etapa A e 88.1% para a Etapa B. Beun *et al.* (2000), cujo RBS foi alimentado com esgoto sintético, reportaram concentrações de SST no efluente em torno de 75 mg/L. Wagner (2011) operou um RBS alimentado com esgoto doméstico em ciclos de 3 e 4 h e observou uma variação da concentração de SST no efluente de 30 a 160 mg/L, estabilizando-se em torno de 85 mg/L após 100 dias de operação. Ni *et al.* (2009) obtiveram menores concentrações de SST no efluente, cerca de 15

mg/L. No entanto, estes resultados podem ter ocorrido em função dos autores terem empregado tempos de sedimentação elevados (entre 15 e 30 min).

Segundo Arrojo *et al.* (2004), a presença de sólidos no efluente varia em função da quantidade de biomassa que é eliminada do reator e da quantidade de sólidos presentes no afluente. Desta forma, acredita-se que, ao atingir a formação de grânulos maduros, o sistema RBS apresente eficiências de remoção elevadas, devido à retenção de sólidos no reator.

### Remoção de matéria orgânica

Como já observado anteriormente, as eficiências de remoção foram baixas nos primeiros ciclos, em decorrência da perda de biomassa. Verifica-se na Figura 5, que a partir do terceiro dia de análises, as eficiências de remoção de DQO se estabilizaram, atingindo valores máximos de 93% na Etapa A e 89% na Etapa B. Desconsiderando os valores do segundo dia, os valores mínimos de eficiência de remoção de DQO nas Etapas A e B foram 63% e 56%, respectivamente.



**Figura 5.** Variação das concentrações de DQO no afluente e efluente ao longo das Etapas A e B.

Os valores médios de concentração de DQO do afluente e do efluente para a Etapa A foram  $253 \pm 102$  e  $37 \pm 11$  mg/L, respectivamente, alcançando uma eficiência média de remoção de 85%. Para a Etapa B, os valores médios obtidos foram  $340 \pm 120$  mg/L para a DQO afluente e  $68 \pm 13$  mg/L para a DQO efluente, atingindo, portanto, uma eficiência média de 80%.

Wagner e Costa (2015) operaram por 150 dias um RBS alimentado com esgoto doméstico, com ciclos de 3 e 4 h e obtiveram resultados semelhantes para eficiência média de remoção de DQO:  $78 \pm 9\%$  para os ciclos com duração de 3 h; e  $82 \pm 5\%$  para os ciclos de 4 h. Pereira (2016), cujo RBS

alimentado com esgoto doméstico foi operado com ciclos operacionais de 6 h durante 4 dias, obteve eficiência média de remoção de  $76\pm 5\%$ . Roberti (2018) monitorou um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena com ciclos de aproximadamente 3 h e chegou a uma eficiência média de remoção de DQO de 85%.

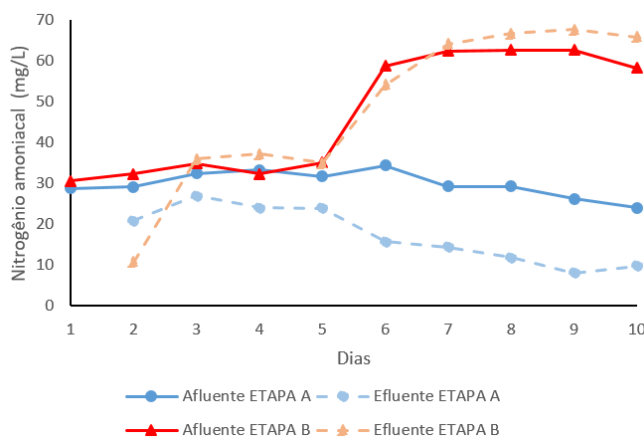
De acordo com Rollemberg *et al.* (2020), o ciclo operacional varia de acordo com o objetivo do tratamento e ciclos de 2 a 9 h tem sido observados no tratamento de esgotos domésticos. Assim, tempo de ciclos próximos ao utilizado nesse estudo 3 e 4 h (Roberti, 2018; Wagner e Costa, 2015) alcançaram remoções similares às eficiências obtidas neste estudo (85% na Etapa A e 80% na Etapa B). Todavia, destaca-se que o tempo do ciclo não pode ser analisado separadamente, visto que várias condições operacionais influenciam no sucesso da granulação aeróbia em RBS.

No estado de Minas Gerais, a regulamentação que estabelece os padrões para lançamento de efluentes em corpos d'água é a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008 (Minas Gerais, 2008). Quanto à DQO, esta norma estabelece que para que possa ser lançado, o efluente deve apresentar uma concentração máxima de 180 mg/L ou que a eficiência de remoção de DQO do tratamento seja de, no mínimo, 55%, com média anual superior a 65%. Analisando a Figura 5, observa-se que, com exceção do segundo dia de análise das Etapas A e B, as concentrações de DQO dos efluentes mantiveram-se abaixo de 180 mg/L. Além disso, as eficiências de remoção foram satisfatórias, superiores aos valores estipulados pela norma.

Segundo Jordão e Pessoa (2014), a eficiência média de remoção de DQO em sistemas de lodos ativados em geral varia entre 85 e 95%. Em comparação a estes valores, percebe-se que as eficiências médias do RBS deste estudo foram inferiores, variando entre 80 e 85%. Isso pode ser relacionado ao curto tempo de operação e às limitações do sistema RBS utilizado neste estudo.

#### Remoção de nutrientes

Analisando a Figura 6, percebe-se que o sistema RBS não apresentou elevadas eficiências na remoção de nitrogênio amoniacal. Na Etapa A, houve uma queda das concentrações afluentes comparado aos efluentes, apresentando uma eficiência média de remoção de 42%. Porém, na Etapa B, a partir do quinto dia de análise, observou-se um aumento das concentrações afluentes e efluentes e a partir do sétimo dia de análise, as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente foram superiores às do afluente. Tais resultados podem ter sido causados por alterações na concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto utilizado para alimentar o sistema ou erro sistemático durante as análises em laboratório, visto que o aumento foi considerável tanto para o afluente, quanto para o efluente. Adicionalmente, conforme será discutido, os tratamentos não alcançaram a completa granulação, e o processo de nitrificação e desnitrificação não ocorreu, ou ocorreu em menor escala, principalmente devido ao pequeno diâmetro dos grânulos (Rollemberg *et al.*, 2020).



**Figura 6.** Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente e no efluente ao longo das Etapas A e B.

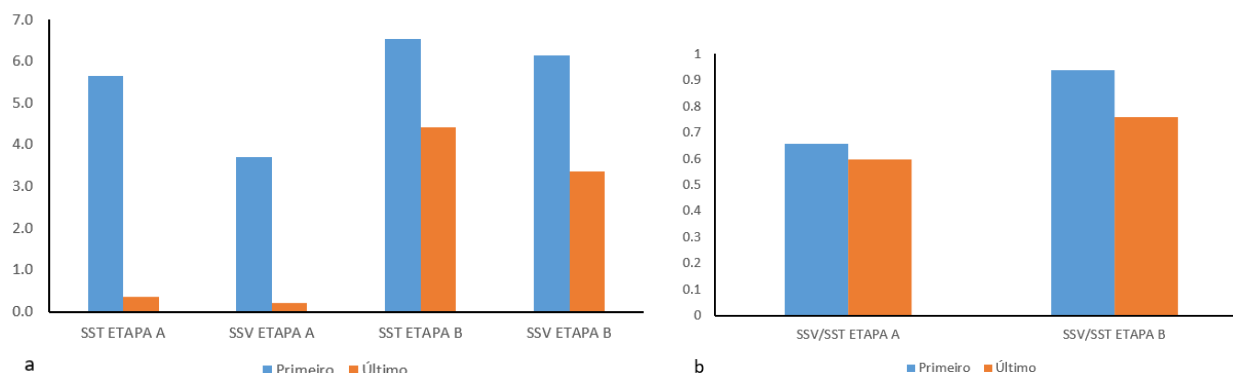
Wagner e Costa (2015), cujo RBS foi operado em ciclos de 3 e 4 h, obtiveram eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal de  $23\pm 4\%$  nos ciclos de 3 h e  $69\pm 19\%$  nos ciclos de 4 h. Os autores reportaram que a maior eficiência de remoção nos ciclos de 4 h relacionou-se à maior idade do lodo (valor médio de 12.5 d) observada neste período, o que permitiu o desenvolvimento de bactérias de crescimento lento, como por exemplo as bactérias nitrificantes. Portanto, segundo os autores, a remoção de nitrogênio amoniacal é fortemente afetada pela duração do ciclo operacional, o qual influencia no tempo de detenção hidráulica (TDH) e na idade do lodo ( $\theta_c$ ).

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2013), o crescimento das bactérias nitrificantes é lento em comparação aos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea, mesmo em condições ótimas. Dessa forma, o ciclo deve ser suficientemente curto para que o lodo com baixa sedimentabilidade seja removido do reator, e ainda suficientemente longo para que haja o crescimento microbiano (Liu e Tay, 2004).

#### Características do lodo granular aeróbio

Neste estudo, os ciclos operacionais do RBS tiveram duração de 6 h e o TDH foi de 12h. Apesar de as condições terem sido favoráveis ao crescimento de bactérias nitrificantes em ambas as etapas, a diferença entre os desempenhos das Etapas A e B deve-se, provavelmente, à biomassa presente no reator. Entretanto, não foi possível fazer análises de identificação microbiológica, para verificar quais micro-organismos estavam presentes no reator.

As análises de SSV e SST do lodo aeróbio foram realizadas apenas no primeiro e no último dia de cada etapa. Desta forma, foram analisados o lodo de inóculo e o lodo granular desenvolvido. Na Figura 7.a, pode-se observar que houve um decaimento das concentrações de SST e SSV no reator. Na Etapa A, a concentração de SST apresentou uma queda de 5.7 para 0.4 g/L e a concentração de SSV, caiu de 3.7 para 0.2 g/L. Na Etapa B a variação foi menor: de 6.5 para 4.4 g/L de SST e de 6.1 para 3.4 g/L de SSV. A Figura 7.b representa as variações da relação SSV/SST ao longo das etapas. Esta queda em ambas as etapas pode ser relacionada ao fato de que, após a perda de biomassa no início da operação, o sistema RBS não tenha atingido o equilíbrio ao longo das 3 semanas de operação, ou seja, não tenha alcançado a maturidade dos grânulos nesse período.



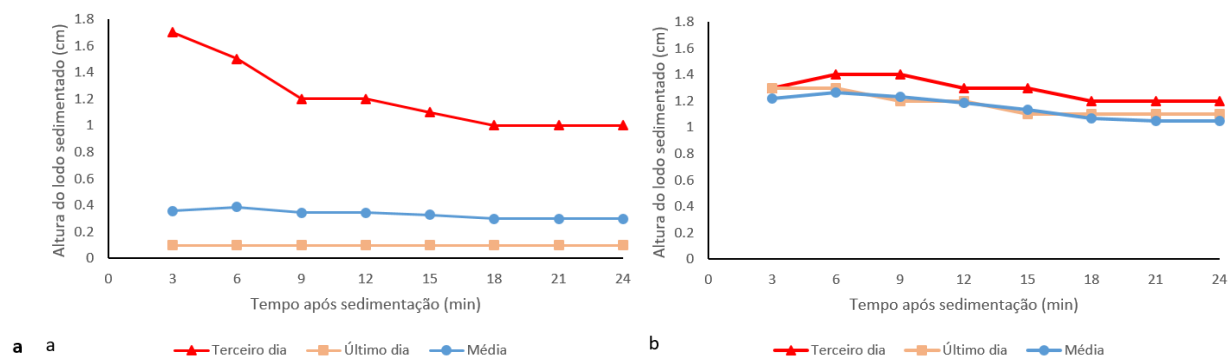
**Figura 7.** Variação das concentrações de SST e SSV do lodo de inoculação (primeiro dia) e do lodo granular (último dia) das Etapas A e B (a) e variação da relação SSV/SST do lodo de inoculação (primeiro dia) e do lodo granular (último dia) das Etapas A e B (b).

Jungles (2011), assim como neste estudo, operou um RBS em duas etapas (I e II), utilizando inóculos diferentes, a fim de avaliar o efeito do tipo de inóculo na composição e no comportamento dos grânulos e no desempenho do reator. Em ambas as etapas, o RBS foi operado com ciclos de 3 h e alimentado com esgoto sintético, durante 38 dias na Etapa I e 24 dias na Etapa II. Na Etapa I, ao inocular o RBS com grânulos aeróbios provenientes de outro reator, observou-se uma queda na concentração de SST no reator, de 12.7 g/L para 4.3 g/L, sendo atribuída à perda de biomassa nos primeiros ciclos operacionais; após 16 dias de operação, as concentrações de SST e SSV alcançaram os valores de 6.4 g/L e 2.9 g/L, respectivamente (Jungles, 2011). Na Etapa II, em que o RBS foi inoculado com lodo biológico de um sistema de lodos ativados, inicialmente foi observada a mesma perda de biomassa no reator, com valores de SST caindo de 1.2 g/L para 0.8 g/L; no entanto, após 19 dias de operação, as concentrações de SST e SSV observadas foram de 5.7 g/L e 3.4 g/L, respectivamente (Jungles, 2011).



Ao longo das duas etapas do presente trabalho, a altura do lodo sedimentado no reator era monitorada 2 vezes na semana. Com o auxílio de uma régua, a cada 3 minutos a partir do início do período de sedimentação era registrada a altura do lodo sedimentado no reator até completar 8 registros. A Figura 8 apresenta os dados das leituras do terceiro e do último dia das Etapas A e B, juntamente com suas respectivas médias, para ilustrar a variação das alturas do lodo ao longo das etapas.

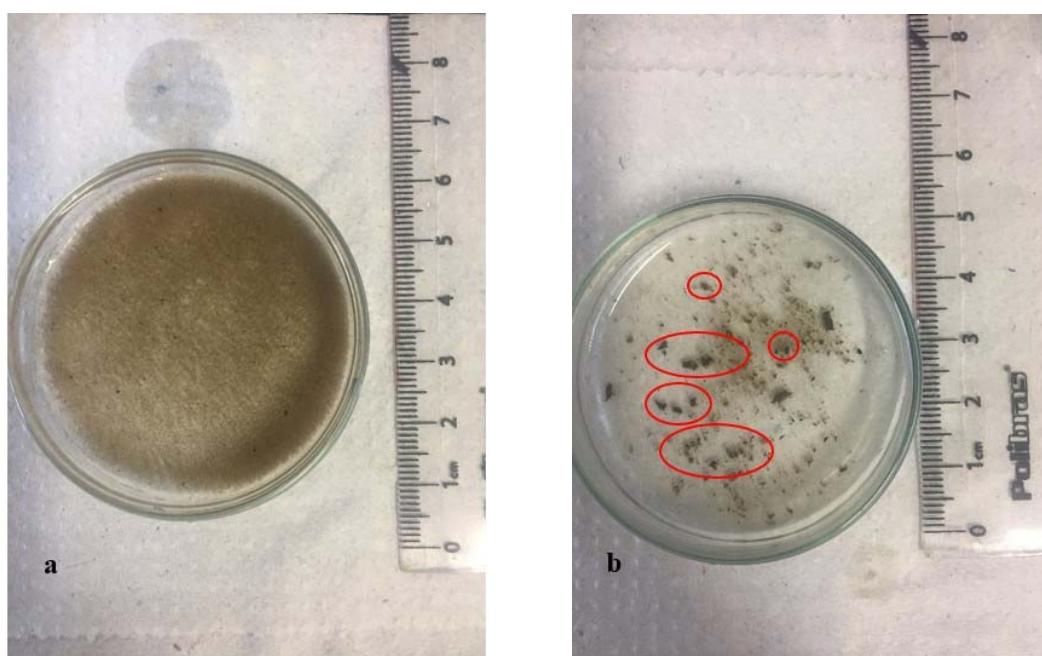
Percebe-se que, no terceiro dia da Etapa A, a altura do lodo reduz-se até os 18 minutos após o início do período de sedimentação e estabiliza-se a partir de então, devido ao adensamento do lodo; já no último dia da Etapa A, o lodo sedimentou-se quase totalmente nos 3 primeiros minutos de sedimentação, indicando uma velocidade de sedimentação de aproximadamente 5.8 m/h e não houve alteração em sua altura nos próximos registros (Figura 8.a). Na Etapa B as variações de altura do lodo não foram elevadas ao longo do período e, além disso, ao final desta etapa, percebeu-se que grande parte dos grânulos sedimentava em cerca de 1 minuto, apresentando melhor sedimentabilidade (velocidade de sedimentação de aproximadamente 17.4 m/h) em relação ao lodo da Etapa A (Figura 8.b).



**Figura 8.** Leituras das alturas do lodo sedimentado no terceiro e no último dia da Etapa A (a) e da Etapa B (b) em função dos intervalos de monitoramento.

Com o intuito de analisar o tamanho dos grânulos formados, o lodo granular aeróbio desenvolvido foi comparado visualmente com os lodos biológicos utilizados como inóculos. Destaca-se que o método utilizado possui baixa precisão e, portanto, os valores reportados são aproximados. Entretanto, acredita-se que foi possível estimar o tamanho dos grânulos formados nas Etapas A e B.

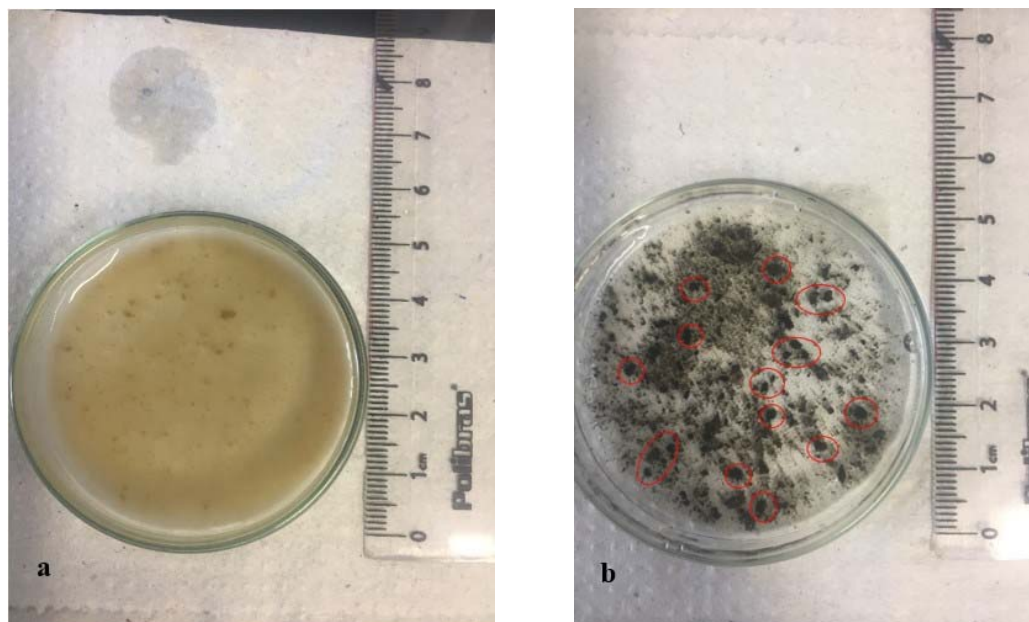
A Figura 9.a ilustra o lodo de inóculo utilizado na Etapa A, isto é, lodo biológico de sistema de lodos ativados com aeração prolongada. Percebe-se que os flocos são bastante pequenos, sendo de difícil visualização a olho nu. A Figura 9.b apresenta o lodo granular formado após 21 dias de operação do RBS na Etapa A. Pode-se observar que a quantidade de grânulos é reduzida, devido à grande perda de biomassa ocorrida no início desta etapa. Porém, percebe-se que, apesar do *washout*, houve desenvolvimento de grânulos aeróbios a partir dos flocos, sendo que os grânulos alcançaram tamanhos entre 1 e 2 mm, aproximadamente.



**Figura 9.** Lodo biológico utilizado como inóculo (a) e grânulos aeróbios (b) formados na Etapa A. Circulados em vermelho estão os grânulos observados entre 1 e 2 mm.

A Figura 10.a apresenta o lodo biológico proveniente de sistema de lodos ativados convencional utilizado como inóculo na Etapa B. Nesse lodo foi possível observar alguns flocos de tamanho maior do que no lodo inóculo da Etapa A e sua sedimentabilidade apresentou-se ligeiramente melhor. Sua coloração, marrom claro (Figura 10.a), também diferenciou-se do lodo de inoculação da Etapa A, que apresentou-se com coloração marrom escuro (Figura 9.a). A Figura 10.b ilustra o lodo granular desenvolvido após 20 dias de operação do RBS na Etapa B. Observa-se que a quantidade de grânulos formados foi elevada em comparação à quantidade de grânulos desenvolvidos na Etapa A. Na Etapa B, apesar do *washout* ocorrido, a variação não foi tão drástica (variação menor do que na Etapa A), permitindo uma formação de mais grânulos e maiores. Ainda

na Figura 10.b, pode-se observar que a coloração do lodo sofreu alteração, de um tom marrom claro inicial para um marrom escuro. Em relação ao tamanho dos grânulos, percebe-se que, assim como na Etapa A, os mesmos demonstram ter alcançado tamanhos aproximados entre 1 e 2 mm.



**Figura 10.** Lodo biológico utilizado como inóculo (a) e grânulos aeróbios (b) formados na Etapa B. Circulados em vermelho estão os grânulos observados entre 1 e 2 mm.

De acordo com Tay *et al.* (2006), o diâmetro médio dos grânulos aeróbios podem variar de 0.2 a 10 mm, a depender de vários fatores, como o crescimento celular, a produção de substâncias poliméricas extracelulares e o desprendimento das células dos grânulos devido às tensões de cisalhamento promovidas pela aeração e agitação no RBS.

Pereira (2016), ao operar um RBS por 4 dias, inoculado com lodo ativado e alimentado com esgoto doméstico, observou formação de grânulos com diâmetros entre 0.22 e 0.70 mm e diâmetro médio de 0.4 mm. Jungles (2011), ao quarto dia de operação da Etapa I, cujo RBS foi inoculado com grânulos aeróbios provenientes de outro reator e alimentado com esgoto sintético, observou grânulos com diâmetro médio de 3 mm. Porém, após 18 dias de operação, foi verificada ruptura dos grânulos e, posteriormente, surgiram novos grânulos com diâmetros menores. Na Etapa II, cujo RBS foi inoculado com lodo ativado e alimentado com esgoto sintético, ao décimo dia de operação a autora observou a formação dos primeiros grânulos e com 18 dias de funcionamento, os grânulos atingiram diâmetro médio de 9 mm (Jungles, 2011).

Apesar de ter sido observada a formação de grânulos em ambas as etapas deste estudo, é importante salientar que, de acordo com os resultados das análises físico-químicas realizadas, os grânulos não alcançaram a maturidade, muito provavelmente devido ao curto tempo do experimento (< 30 dias). De acordo com De Kreuk *et al.* (2005) o processo de granulação estará concluído quando a quantidade de grânulos for igual ou superior a 80% dos sólidos presentes no reator. A literatura reporta variação considerável no tempo de granulação em estudos realizados com esgoto doméstico real: 36 dias (De Kreuk, Van Loosdrecht, 2006); 80 dias (Xavier *et al.*, 2018); 150 dias (Wagner, Costa, 2015) e 400 dias (Liu *et al.*, 2010). Acredita-se que para que isso aconteça, é necessária a combinação de diversos fatores, tais como tempo de ciclo operacional, tempo de operação do RBS, tipo de alimentação e inoculação, velocidade ascensional do ar e concentração de OD no interior do reator, velocidade de crescimento microbiano, entre outros. Portanto, acredita-se que, uma vez realizadas as devidas alterações no sistema RBS operado, é possível atingir uma estabilização do processo de formação dos grânulos e a maturidade destes.

Percebe-se, portanto, que os lodos granulares desenvolvidos a partir do inóculo de lodos ativados de aeração prolongada e do inóculo de lodos ativados convencional não apresentaram diferenças consideráveis em relação ao tamanho dos grânulos. No entanto, o lodo granular gerado na Etapa B (inóculo de lodo ativado convencional) apresentou uma maior quantidade de grânulos (tanto visualmente, quanto pelo método utilizado), fato corroborado pela melhor característica de sedimentabilidade do lodo da Etapa B em comparação à da Etapa A (inóculo de lodo ativado com aeração prolongada). Esse fato indica uma superioridade do lodo ativado convencional, como inóculo neste estudo, no processo de granulação aeróbia.

Sugere-se para futuros estudos que, além da operação do RBS por mais tempo, sejam realizadas análises microbiológicas, a fim de identificar os micro-organismos presentes nos grânulos, de forma a determinar qual inóculo apresenta maior potencial de gerar grânulos maduros, com melhores eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

### Conclusões

O sistema apresentou desempenho semelhante em ambas as Etapas A e B. A eficiência média de remoção de turbidez na Etapa B apresentou-se superior à da Etapa A, sendo elas 86% e 73%, respectivamente. Com relação à DQO, a Etapa A se mostrou mais eficiente, com eficiência média de remoção igual a 85%, enquanto a Etapa B obteve 80%. No entanto, ambas as etapas apresentaram eficiências satisfatórias em relação à regulamentação vigente. As eficiências médias de remoção de SST foram iguais em ambas as etapas: 88%. Em relação ao nitrogênio amoniacal, na Etapa A, a eficiência média de remoção foi de 42%, enquanto na Etapa B, o sistema mostrou-se ineficiente.

Quanto ao lodo granular, em ambas as etapas verificou-se elevada perda de biomassa inicial, sendo esta perda maior na Etapa A. Apesar do *washout* ocorrido, as duas etapas apresentaram grânulos com tamanhos entre 1 e 2 mm, com velocidade de sedimentação  $\geq 5.8$  m/h. Porém, a maturidade dos mesmos não foi atingida.

O lodo granular gerado na Etapa B apresentou uma maior quantidade de grânulos, além de maior velocidade de sedimentação. No entanto, a massa de SSV no inóculo de lodo ativado convencional (Etapa A) foi quase o dobro da massa de SSV no inóculo de lodo ativado com aeração prolongada (Etapa B). Talvez essa diferença tenha influenciado no resultado. Sugere-se, portanto, que em futuros estudos seja feito um ajuste da massa de SSV em ambos os inóculos, a fim de verificar a influência destes no processo de granulação aeróbia.

### Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF).

### Referências bibliográficas

- Adav, S. S., Lee, D.J., Show, K. Y., Tay, J. W. (2008) Aerobic granular sludge: Recent advances, *Biotechnology Advances*, **26**, 411-423.
- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M., Mendez, R. (2004) Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, *Water Research*, **38**, 3389-3399.
- Bassin, J. P. (2011) Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio). In Dezotti, M., Sant'anna Jr., G.L., Bassin, J. P. (Eds), *Processos Biológicos Avançados: Para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*, Editora Interciência, Rio de Janeiro, 91-170.
- Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Dezotti, M., Van Loosdrecht, M. C. M. (2012) Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures, *Water Research*, **46**, 3805-3816.
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., Heijnen, J. J. (1999) Aerobic granulation in a sequencing batch reactor, *Water Research*, **33**(10), 2283-2290.
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (2000) Aerobic granulation, *Water Science & Technology*, **41**(4), 41-48.
- Chen, Y. Lee, D. (2015) Effective aerobic granulation: Role of seed sludge, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **52**, 118-119.
- De Kreuk, M. K., Mcswain, B. S., Bathe, S., Tay, S. T. L., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P. A. (2005) Discussion outcomes. In De Kreuk, M.K., Mcswain, B.S., Bathe, Schwarzenbeck, N. (Eds), *Aerobic granular sludge Water and Environmental Management Series*, IWA Publishing, London, 155-169.
- De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., Van Loosdrecht, M. C. (2005) Simultaneous COD, nitrogen and phosphate removal by aerobic granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, **90**, 761-769.
- De Kreuk, M. K., Van Loosdrecht, M. C. (2006) Formation of aerobic granules with domestic sewage, *Journal of Environmental Engineering*, **132**(6), 694-697.
- Jordão, E. P.; Pessoa, C.A. (2014) *Tratamento de Esgotos Domésticos*, 7ª ed, ABES, Rio de Janeiro, 1087 pp.

- Jungles, M. K. (2011) *Desenvolvimento de grânulos aeróbios no tratamento de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS)*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 133 pp.
- Li, X. M., Yang, G. J., Zeng, G. M., Liao, D. X., Hu, M. F., Wu, Y. M. (2005) Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system. In: *Aerobic Granular Sludge. Water and Environmental Management Series*. London, IWA Publishing, 71-78.
- Li, A. J., Yang, S. F., Li, X. Y., Gu, J. D. (2008) Microbial population dynamic during aerobic sludge granulation at different organic loading rates, *Water Research*, **42**, 3552–3560.
- Liu, Y. Q., Tay, J.H. (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, **22**, 533-563.
- Liu, Y. Q., Moy, B., Kong, Y. H., Tay, J. H. (2010) Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment, *Enzyme and Microbial Technology*, **46**(6), 520-525.
- Minas Gerais (2008) *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº1, de 05 de maio de 2008. 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*, Governo do Estado de Minas Gerais, Diário Executivo, 05 de maio de 2008, Belo Horizonte.
- Mcswain, B. S., Irvine, R. L., Wilderer, P. A. (2004) The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure, *Water Science and Technology*, **49**(11), 19-25.
- Ni, B., Xie, W., Liu, S., Yu, H., Wang, Y., Wang, G., Dai, X. (2009) Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater, *Water Research*, **43**, 751-761.
- Pereira, M. A. (2016) *Desenvolvimento e avaliação do lodo granular aeróbio em reator sequencial em batelada*, Trabalho de conclusão de graduação, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 74 pp.
- Qin, L., Tay J. H., Liu, Y. (2004) Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors, *Process Biochemistry*, **39**, 579-584.
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., Clesceri, L. S. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22ª ed, APHA, Washington, 1496 pp.
- Roberti, G. (2018) *Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 108 pp.
- Rocktäschel, T., Klarmann, C., Helmreich, B., Ochoa, J., Boisson, P., Sørensen, K. H., Horn, H. (2013) Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed, *Water Research*, **47**, 6423–6431.
- Rollemborg, S. L. S., Oliveira, L. Q., Firmino, P. I. M., Santos, A. B. (2020) Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **25**(3), 439-449.
- Sales, M. A. M. P. (2018) *Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares*. Dissertação de mestrado, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 75 pp.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017*, Publicado em 13 de fevereiro de 2019, Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, 226 pp.
- Tay, J.-H., Tay, S. T.L., Yu L., Yeow, S. K., Ivanov, V. (2006) Structure of aerobically grown microbial granules. In Ivanov, V. (Ed), *Biogranulation technologies for wastewater treatment Waste management series*, Elsevier, Oxford, 115-134.

- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H.D. (2013) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, 5ª ed, McGraw-Hill, New York, 2018 pp.
- Teixeira, J. C., Pungirum, M.E.M.C. (2005) Análise da associação entre saneamento e saúde nos países da América Latina e do Caribe, empregando dados secundários do banco de dados da Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS, *Revista Brasileira de Epidemiologia*, **8**(4), 365-376.
- Von Sperling, M (2011) *Princípios básicos do tratamento de esgotos*, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 211 pp.
- Wagner, J. (2011) *Desenvolvimento de grânulos aeróbios em tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 213 pp.
- Wagner, J. (2015) *Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais em condições de baixa carga orgânica*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 190 pp.
- Wagner, J., Costa, R. H. R. (2015) Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**, 269-278.
- Yang, S. F., Li, X. Y., Yu, H. Q. (2008) Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions, *Process Biochemistry*, **43**, 8-14.
- Xavier, J. A., Guimarães, L. B., Leite, W. R., Martins, C. L., Daudt, G. C., Costa, R. H. R. (2018) Granulação natural em reator operado em bateladas sequenciais: características dos grânulos e desempenho no tratamento de esgoto sanitário, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(6), 1067-1077.

# REVISTA AIDIS

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

## FEASIBILITY STUDY OF CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF DAIRY EFFLUENTS

Fernanda Deister Moreira <sup>1</sup>  
Claudety Barbosa Saraiva <sup>2</sup>  
Sue Ellen Costa Bottrel <sup>3</sup>  
\* Edgard Henrique Oliveira Dias <sup>3</sup>

Recibido el 22 de julio de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

### Abstract

*This work aimed at characterizing the effluent of a small dairy in terms of flow and physical-chemical composition and at assessing constructed wetland for its treatment. The dairy produced an effluent with an average flow of 2.81 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> and the following characteristics: 574-4155 mg.L<sup>-1</sup> of BOD; 1531-7912 mg.L<sup>-1</sup> of TSS; and 23-173 mg.L<sup>-1</sup> of TKN. Using median values of BOD, three treatment systems were designed: batch activated sludge (BAS) and waste stabilisation ponds (WSP), commonly applied for the treatment of dairy effluents; and constructed wetlands (CW) as an alternative system. In terms of area requirements based on the removal of BOD, the BAS system (2.1 m<sup>2</sup>) was more advantageous than CW (15.0 m<sup>2</sup>) and WSP (46.5 m<sup>2</sup>). However, considering the removal of TKN and TSS, the WC system showed to be an attractive option for the treatment of the effluent studied. Next, a new CW system was designed aiming at removing BOD, TSS and TKN. In this case, the limiting parameter was the TKN, and not the BOD as expected. The designed CW system presented satisfactory hydraulic retention time (HRT) when compared to ranges reported in the literature, even when minimum, mean and maximum concentrations of NTK were considered for the design, corroborating the robustness of CW systems. The findings of this study confirm, therefore, the wide variation of the characteristics of dairy effluents as well as the ability of CW systems to absorb such variations without compromising the efficiency of the treatment system.*

**Keywords:** constructed wetlands; dairy effluent; wastewater treatment.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG). Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ESA), Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Minas Gerais, Brasil.

\* *Corresponding Author:* Department of Sanitary and Environmental Engineering (ESA), Faculty of Engineering, Federal University of Juiz de Fora (UFJF). Rua José Lourenço Kelmer, s/n, Campus Universitário – São Pedro, Juiz de Fora, MG. CEP 36.036-330. Brazil. Email: [edgard.dias@ufjf.edu.br](mailto:edgard.dias@ufjf.edu.br)



## Introduction

There are around 4.1 thousand dairy industries in Brazil, from small-scale to multinationals. This sector contributes to Brazil's economy and social development as it is responsible for jobs in all Brazilian states (Saraiva, 2008). According to the Brazilian Service of Support to Micro and Small Enterprises (SEBRAE), Minas Gerais state is very representative in this sector, with 1.3 thousand dairy industries, of which 48% are located in the Zona da Mata region (SEBRAE, 2017). Given the relevance of this growing sector, and considering the relatively highly contaminated effluents, there is a need for a more rigid environmental control.

The processes that generate effluents in the dairy industry are the cleaning and sanitizing stages, as well as leaks and discharges during the production process (Saraiva, 2008). The volume of wastewater generated in dairy industries can vary from one to six times the volume of milk processed (CETESB, 2008). The physic-chemical characteristics of the effluent from a dairy industry depend directly on its size: the organic load tends to be higher in smaller dairy industries due to the difficulty of segregating whey (Machado *et al.*, 2000). In general, this industrial effluent is composed of milk and its by-products, detergents, disinfectants, essences and condiments. Its composition is influenced by industrial processes, the volume of processed milk and the quantity of water used in the production processes (Teixeira, 2011).

The literature reports wide ranges of BOD (240 to 50,000 mg.L<sup>-1</sup>) and suspended solids (20 to 22,000 mg.L<sup>-1</sup>) in dairy effluents, as well as high concentrations of oils and greases (150 to 1,800 mg.L<sup>-1</sup>) (CETESB, 2008; IPPC, 2009; FEAM, 2014). In addition, the presence of nutrients such as nitrogen and phosphorus as well as variable pH levels are also important characteristics to take into account (Onet *et al.* 2010; Vymazal, 2014; Wu *et al.*, 2015; Slavov, 2017). Therefore, the treatment of dairy effluents requires high removal rates of organic matter, solids, oils and greases, and nutrients in order to comply with environmental legislations and mitigate environmental impacts. In Minas Gerais state, dairy industries, regardless their size, have to comply with two different legislations: the COPAM Resolution 217/2017 (Minas Gerais, 2017), regarding environmental licensing; and the COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2018), regarding wastewater treatment.

According to the Minas Gerais State Environmental Foundation (FEAM, 2014), dairy wastewater treatment systems must present preliminary (removal of coarse solids), primary (removal of fats and suspended solids) and secondary (removal of organic matter) treatment steps. The most commonly applied treatment systems are activated sludge, stabilisation ponds, trickling filters and land disposal (FEAM, 2014). Constructed wetlands (CW) comprise a system that simulates the biome of natural wetlands, such as marshes and swamps, which present biological activity that transforms pollutants into essential nutrients or harmless by-products in high rates (Kadlec and Wallace, 2008; Stefanakis and Tsihrintzis, 2009). Removal mechanisms in CW include physical, chemical and biological processes (Vymazal, 2010).

In addition, nutrient removal may occur as a consequence of their consumption by the vegetation present in these systems (Kadlec, 2003). CW systems have different variants in terms of hydraulic flow (Crites *et al.*, 2006; Kadlec and Wallace, 2008; Dotro *et al.*, 2017): i) free water surface constructed wetlands (FWS-CW), which present the water level above the support medium, commonly applied in polishing stages; ii) horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CW), which present the water level below the support medium (alternation between aerobic and anaerobic activities depending on the hydraulic loading rate), commonly applied in secondary treatment stages; and iii) vertical flow constructed wetlands (VF-CW), which are batch systems and therefore have predominance of aerobic microbial activity.

Although CW systems are not widely applied for the treatment of dairy effluents in developing countries such as Brazil, they compose a low-cost treatment technique with relatively easy operation and maintenance. Therefore, CW systems are an attractive and sustainable alternative for the treatment of wastewater from dairy and other industries aiming at complying with legal and environmental frameworks (Teixeira, 2011). Studies assessing HSSF-CW treating dairy effluents report varying removal efficiencies of different parameters (Mantovi *et al.*, 2003, Abrahão *et al.*, 2012, Mendonça *et al.*, 2012 and Vymazal, Mendonça *et al.*, 2015): between 30 and 99% for TSS; from 14 to 73% for nitrogen; from 18 to 60% for phosphorus; and between 79% and 96% for organic matter.

There is a range of studies reported in the literature about the application of HSSF-CW for the removal of organic matter and solids (Tanner, Clayton and Upsdell, 1995, Dipu, Kumar and Thanga, 2011, Forbes *et al.*, 2011, Sultana *et al.*, 2016, Tunçsiper, Drizo and Twohig, 2015 and Schierano, Panigatti and Maine, 2018), nutrients (Dipu, Kumar and Thanga, 2011, Forbes *et al.*, 2011, Pelissari *et al.*, 2014; Schierano, Maine and Panigatti, 2017 and Schierano, Panigatti and Maine, 2018), pathogens and indicator organisms (Tanner, Clayton and Upsdell, 1995, Mantovi *et al.*, 2003 and Forbes *et al.*, 2011) and microcontaminants (Mantovi *et al.*, 2003) from dairy effluents. However, it is important to highlight that, to our best knowledge, there is a lack of design criteria for HSSF-CW systems treating dairy sewage or similar effluents.

Within this context, this study aims to characterize, both qualitatively and quantitatively, the effluent from a small dairy industry located in Juiz de Fora city, Zona da Mata region of Minas Gerais state, as well as to design constructed wetlands to treat the referred wastewater. This work also aimed at comparing the designed CW system with two treatment systems commonly used in the dairy sector, namely activated sludge and stabilisation ponds.

### **Material and methods**

The dairy industry studied in this research is located in the city of Juiz de Fora, Zona da Mata region of Minas Gerais state. According to the COPAM Resolution 217/2017 (Minas Gerais, 2017),

it is classified as a small dairy industry, with a capacity to process 8,000 litres of milk per day. The factory has fifteen employees, considering manufacturing and administrative sectors.

### Quantitative characterization

Initially, the entire production process of the dairy industry was mapped for different products (mozzarella, fresh Minas cheese, standard Minas cheese, soft cheese and caramel), from the reception of the milk to the shipment of final products. During one month the water consumption was verified in each stage of the production process. For this, recipients of different sizes (0.2, 0.5 and 10 L, according to the place of water outlet and flow) and chronometers were used to determine the time of operation and the flow of different equipment (pasteurizer, hoses, and industrial pots). The same procedure was used to quantify the volume of wastewater produced in each step of the production line, considering the volume of water used to clean products and equipment. Whey, a by-product of cheese production, was also accounted for as wastewater as it was discharged to the sewer system. From the data collected, namely volume of processed milk, water consumption and wastewater generation, two coefficients were obtained: i) water consumption per litre of processed milk ( $L \cdot L^{-1}$ ), obtained from the ratio between the entire volume of water consumed and the volume of processed milk; and ii) generation of effluent per litre of processed milk ( $L \cdot L^{-1}$ ), obtained from the ratio between the entire volume of wastewater produced and the volume of processed milk.

### Qualitative characterization

The sampling programme had five different sampling dates between January and June 2018. The samples were collected in the equalization tank of the treatment plant, after a screening process. It is important to mention that, after the screening step, both industrial and sanitary (toilets and locker rooms) effluents are mixed. In order to guarantee the representativeness of the collected samples, at all sampling dates the equalization tank was emptied prior to the production shift. During the entire production shift, screened dairy effluent and sanitary wastewater were stored in the equalization tank. After the shift, a representative sample was then collected and immediately transferred, at approximately 4°C, to the Laboratory of Environmental Quality (LAQUA) of the Department of Sanitary and Environmental Engineering (ESA) of the Federal University of Juiz de Fora (UFJF) for characterization. The following parameters were analysed: biochemical oxygen demand (BOD); chemical oxygen demand (COD); total Kjeldahl nitrogen (TKN); organic nitrogen ( $N_{org}$ ); ammoniacal nitrogen ( $N-NH_4^+$ ); total phosphorus ( $P_{Total}$ ); settleable solids (SS<sub>Set</sub>); total suspended solids (TSS); and pH. All analyses were performed according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

### Design of treatment systems

The results obtained from the characterization of the dairy effluent were used for the design of three different treatment systems: (i) extended aeration batch activated sludge (BAS) system; (ii) waste stabilisation pond (WSP) system, composed of an anaerobic pond followed by a facultative

pond; and (iii) horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSF-CW) system. The option to design a BAS system was based on the flow variations associated with the production process.

Preliminary (equalization) and primary (flotation) treatment steps were considered for all treatment systems. The use of these steps prior to secondary treatment units are required to remove fat, and oils and greases (O&G), present in dairy effluents in high concentrations, which can compromise the efficiencies of subsequent treatment stages (Castillo *et al.*, 2017). In addition, the primary (flotation) treatment step contributes to the removal of TSS and organic matter (Couto *et al.*, 2004; Pereira *et al.*, 2018), reducing area requirements of subsequent steps.

Previous studies have assessed preliminary and primary treatment steps treating dairy effluents, and removal efficiencies vary considerably: 50-99% for O&G; 76-93% for TSS; and 43-70% for BOD (Azzolini and Fabro, 2013, Amorim, 2014 and Pereira *et al.*, 2018). In addition, it is important to highlight that the composition of dairy wastewater depends on the production process and, consequently, will also vary considerably. Having said that, in this work, it was assumed the following removal rates for the preliminary and primary treatment steps combined: 20% for BOD; 60% for SST; and 98% for O&G. Removal of TKN in these steps was not considered. Design criteria for municipal wastewater were used to design all three systems (BAS, WSP and HSSF-CW) as a consequence of the lack of information for dairy effluents. For the design of waste stabilisation ponds (WSP), a pH value equal to 8.0 was considered to the facultative pond based on case studies reported in the literature (Magno and Oliveira, 2008, Silva and Eyng, 2013, Azzolini and Fabro, 2013).

**Table 1.** Equations and design criteria considered for the design of the extended aeration batch activated sludge (BAS) system for the treatment of the dairy effluent.

Equations	Design parameters
$A_s = \frac{V_{total}}{H}$	$A_s$ = surface area [m <sup>2</sup> ]; $V_{total}$ = total volume [m <sup>3</sup> ]; $H$ = adopted height [ $H=4$ m];
$V_r = \frac{Y \times \theta_c \times Q \times (S_o - S)}{X_v(1 + f_b \times K_d \times \theta_c)}$	$V_r$ = volume for reaction [m <sup>3</sup> ]; $Y$ = yield coefficient [ $Y = 0.6$ gMLVSS/gBODrem]; $\theta_c$ = sludge age adopted [ $\theta_c = 25$ d];
$f_b = \frac{0.8}{1 + 0.2 \times K_d \times \theta_c}$	$S_o$ = total influent BOD [mg.L <sup>-1</sup> ]; $S$ = total effluent soluble BOD [ $S = 60$ mg.L <sup>-1</sup> ];
$V_f = \frac{Q}{m}$	$Q$ = inflow [m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> ]; $X_v$ = mixed liquor volatile suspended solids concentration [ $X_v = 3000$ mg.L <sup>-1</sup> ]; $f_b$ = biodegradable fraction of mixed liquor volatile suspended solids [dimensionless]; $K_d$ = decay coefficient [ $K_d = 0.08$ d <sup>-1</sup> ];
$V_{trans} = f_{hf} \times V_f$	$V_f$ = fill volume [m <sup>3</sup> ]; $m$ = number of cycles adopted per day [ $m = 1$ ]; $V_{trans}$ = transition volume [m <sup>3</sup> ];
$V_{total} = V_r + V_f + V_{trans}$	$f_{hf}$ = fraction of the total fill height (fix) [ $f_{hf} = 0.1$ ]

Source: von SPERLING (2007).

For HSSF-CW, Crites *et al.* (2006) suggest, for municipal wastewater, a TKN removal coefficient at 20°C ( $K_{TKN,20}$ ) equal to 0.12 d<sup>-1</sup>. However, such values are associated with systems operating in temperate climates. After monitoring HSSF-CW units treating municipal wastewater in the Zona da Mata region, Dias *et al.* (2011) obtained a  $K_{TKN,20}$  coefficient of 0.29 d<sup>-1</sup>, which was considered in this work due to location and climate similarities. As the COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2008) establishes a minimum BOD removal efficiency of 75% for industrial effluents, it was considered in this study a removal efficiency of 80% for BOD for the design of all (BAS, WSP and HSSF-CW) systems. Equations and design criteria considered for the design of BAS, WSP and HSSF-CW systems are summarised in Tables 1, 2 and 3, respectively.

**Table 2.** Equations and design criteria considered for the design of the waste stabilisation pond (WSP) system (anaerobic pond + facultative pond) for the treatment of the dairy effluent.

Anaerobic Pond	
Equations	Design parameters
$V = \frac{L}{L_v} \quad \text{and} \quad L = \frac{Q \times C_0}{1000}$ $L_v = 0.01 \times T_a + 0.10$ $T_a = 12.7 + 0.54 \times T_{ar}$ $A = \frac{V}{H} \quad \text{and} \quad t = \frac{V}{Q}$ $E = 2 \times T_{ar} + 20$ $C = \frac{1 - E}{100} \times C_0$	<p>V = anaerobic pond volume [m<sup>3</sup>];                      L = anaerobic pond influent load [kg.d<sup>-1</sup>];                      L<sub>v</sub> = volumetric organic load for T<sub>a</sub> &gt; 25°C [kg m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>];                      Q = inflow [m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>];                      C<sub>0</sub> = total influent BOD [mg.L<sup>-1</sup>];                      T<sub>a</sub> = water temperature [°C];                      T<sub>ar</sub> = air temperature in coldest month [°C];                      A = surface area of anaerobic pond [m<sup>2</sup>];                      H = adopted depth for anaerobic pond [H<sub>1</sub> = 3.5 m];                      t = total hydraulic detention time for anaerobic pond [d];                      E = removal efficiency [%];                      C = total effluent BOD of anaerobic pond/total influent BOD for facultative pond [mg.L<sup>-1</sup>].</p>
Facultative Pond	
Equations	Design parameters
$L = \frac{Q \times C_0}{1000} \quad \text{and} \quad A = \frac{L}{L_s}$ $L_s = 350(1.107 - 0.002 \times T_{ar})^{(T_{ar}-25)}$ $V = A \times H \quad \text{and} \quad t = \frac{V}{Q}$ $C = C_0 \frac{4ae^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 \cdot e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 \cdot e^{-\frac{a}{2d}}}$ $a = \sqrt{1 + 4 \cdot K \cdot t \cdot d} \quad e \quad d = \frac{1}{L/B}$ $K = 0.091 + 2.05 \times 10^{-4} \times L_s$ $K_1 = 0.0064 \times 1.039^{(T-20)}$ $C_f = C_i \times e^{\{-K_1[t+60.6(pH-6.6)]\}}$	<p>L = facultative pond influent load [kg.d<sup>-1</sup>];                      Q = inflow [m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>];                      S<sub>0</sub> = total influent BOD [mg.L<sup>-1</sup>];                      A = surface area of facultative pond [m<sup>2</sup>];                      L<sub>s</sub> = surface organic loading rate [kg ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>];                      T<sub>ar</sub> = water temperature in coldest month [°C];                      V = facultative pond volume [m<sup>3</sup>];                      H = adopted depth for facultative pond [H = 1.8 m];                      t = total detention time for facultative pond [d];                      C = final effluent BOD [mg.L<sup>-1</sup>];                      a = auxiliary coefficient for the calculation of the dispersed flow [dimensionless];                      K = BOD removal coefficient [d<sup>-1</sup>];                      D = dispersion number [dimensionless];                      L/B = length/breadth ratio [L/B = 10 m];                      C<sub>f</sub> = total effluent TKN [mg.L<sup>-1</sup>];                      C<sub>i</sub> = total influent TKN [mg.L<sup>-1</sup>];                      K<sub>1</sub> = TKN removal coefficient [d<sup>-1</sup>];                      pH = pond pH [pH = 7].</p>

Source: von SPERLING (2017).

**Table 3.** Equations and design criteria considered for the design of the horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSF-CW) system for the treatment of the dairy effluent.

Equations	Design parameters
$A_s = \frac{Q \times \ln(S_o/S)}{K_T \times y \times n}$	$A_s$ = surface area [ $m^2$ ]; $Q$ = inflow [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ]; $S_o$ = total influent BOD or $NH_4$ [ $mg \cdot L^{-1}$ ]; $S$ = total effluent BOD or $NH_4$ [ $mg \cdot L^{-1}$ ]; $K_T$ = BOD removal coefficient at T temperature [ $d^{-1}$ ]; $y$ = bed depth [m] [ $y=0.7$ m]; $n$ = porosity [ $n=0.4$ ];
$K_T = K_{20} \times \theta^{(T-20)}$	$K_{20}$ = removal coefficient at 20°C [ $1.10 d^{-1}$ ]; $\theta$ = temperature coefficient [ $\theta = 1.06$ ];
$C_f = C_i \cdot [0.1058 + 0.0011(TAS)]$	$C_f$ = total influent TSS [ $mg \cdot L^{-1}$ ]; $C_i$ = total effluent TSS [ $mg \cdot L^{-1}$ ];
$A_s = \frac{Q \times \ln(C_o/C)}{K_{NH4.T} \times y \times n}$	$K_{NH4.T}$ = nitrification coefficient at T temperature [ $d^{-1}$ ]; $K_{NH4.20}$ = nitrification coefficient at 20°C [ $d^{-1}$ ];
$K_{NH4.T} = K_{NH4.20} (1.048)^{(T-20)}$	$rz$ = percentage of bed occupancy by root zone [dimensionless].
$K_{NH20} = 0.01854 + 0.3922 (rz)$	

Source: CRITES et al. (2006).

## Results and discussion

### Quali-quantitative characterization of wastewater

The calculated coefficients of water consumption and effluent generation per litre of processed milk for different dairy products are presented in Table 4.

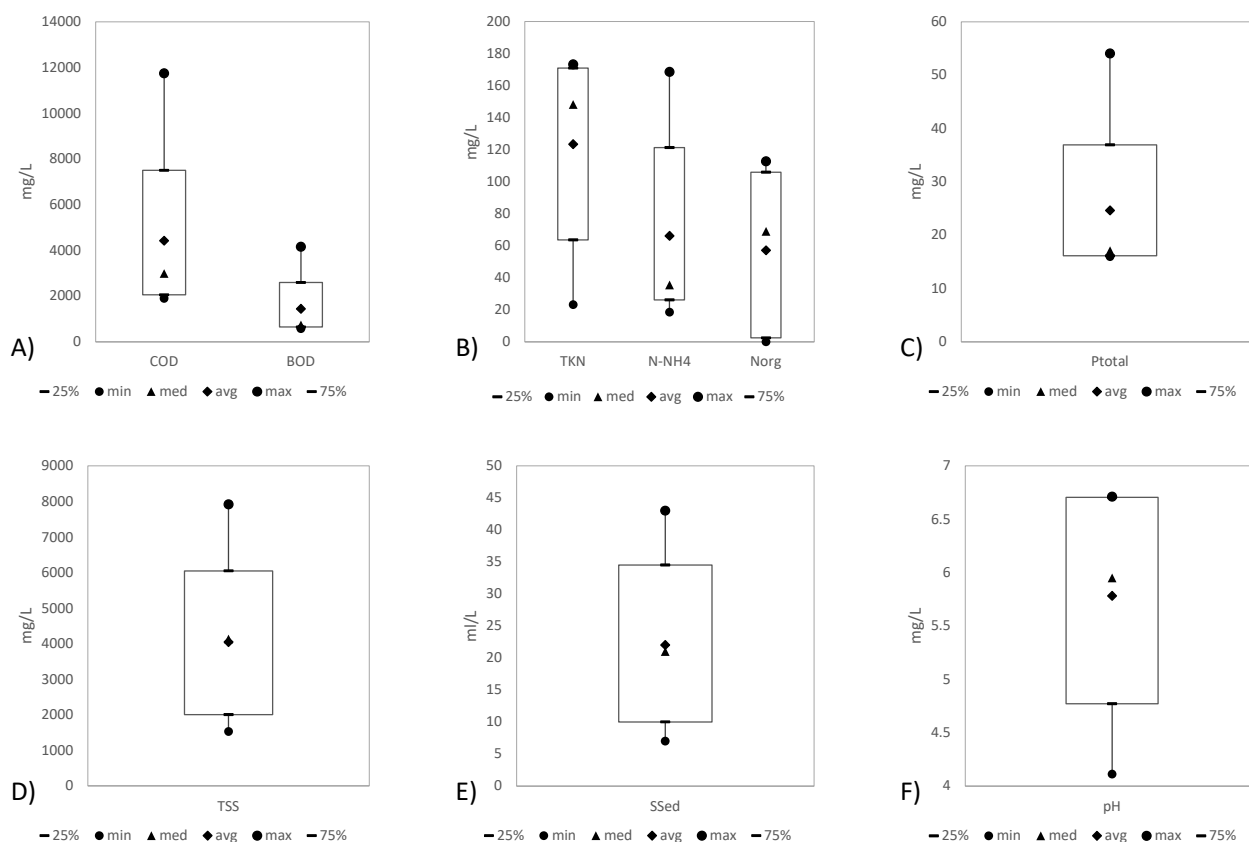
**Table 4.** Calculated values of water consumption and effluent generation per litre of processed milk and wastewater generation per litre of water consumed for different dairy products.

Product	Water consumption per litre of processed milk (L.L <sup>-1</sup> )	Wastewater generation per litre of processed milk (L.L <sup>-1</sup> )	Wastewater generation per litre of water consumed (L.L <sup>-1</sup> )
Standard Minas Cheese	2.8	3.5	1.2
Fresh Minas Cheese	3.3	3.6	1.1
Caramel	2.6	2.2	0.8
Mozzarella	3.6	4.5	1.2
Soft Cheese	3.0	3.9	1.3
Milky Mass	2.4	3.6	1.5

Overall, effluent generation coefficients (L.L<sup>-1</sup>) were higher than the water consumption coefficients (L.L<sup>-1</sup>) for all dairy products but caramel. This is because whey (by-product) joins the generated effluent in the production line of the assessed dairy industry; caramel is the only product that does not produce whey. Whey presents high levels of organic matter and protein

and has an excellent nutritional value. Its inadequate disposal contributes to environmental pollution and is considered to be a waste of valuable resources (protein and nutrients) (Carvalho *et al.*, 2013). Therefore, the identification of alternatives for the beneficial use of whey is essential as a consequence of its nutritional value and polluting potential.

For the estimate of wastewater generation in the dairy industry assessed in this study, it was considered both industrial and sanitary effluents. Regarding the industrial contributions taking into account all dairy products, it was estimated a production of  $1.97 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  of industrial effluent. For the sanitary contributions, an average *per capita* production of 60 L (Metcalf and Eddy, 2014) was adopted for each of the 15 employees, totalizing a production of  $0.90 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  of sanitary effluent. Thus, the calculated volume of raw (industrial + sanitary) wastewater produced was  $2.81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ .



**Figure 1.** Boxplot graphs of the parameters evaluated for qualitative characterization of the effluent in terms of: COD and BOD (A); TKN, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N<sub>org</sub> (B); P<sub>total</sub> (C); TSS (D); SSet (E); and pH (F).

25% = first quartile; min = minimum value; med = median value; avg = average; max = maximum value; 75% = third quartile; BOD = biochemical oxygen demand; COD = chemical oxygen demand; TKN = total Kjeldahl nitrogen; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = ammoniacal nitrogen; N<sub>org</sub> = organic nitrogen; P<sub>total</sub> = total phosphorus; TSS = total suspended solids; SSet = settleable solids.

Figure 1 shows boxplot graphs with the concentrations of the physic-chemical parameters evaluated. these graphs allow the visualization of trends regarding the distribution, dispersion, and symmetry of the entire dataset. The symmetry of a database is interpreted according to the median and mean results: if the median is close to the centre of the box, the distribution is symmetric (Minaard *et al.*, 2005).

The concentrations of the monitored parameters varied considerably (Figure 1): COD = 1,899-11,735 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; BOD = 574-4,155 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>; TKN = 23.2-168.4 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.L<sup>-1</sup>; P<sub>total</sub> = 16-54 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-L<sup>-1</sup>; TSS = 1,531-7,912 mg.L<sup>-1</sup>; and pH = 4.1-6.7. These results corroborate findings reported in the literature (IPPC, 2006, Tawfik *et al.*, 2008, Onet, 2010, Vymazal, 2014, Slavov, 2017), which mention wide ranges of concentrations of different parameters in the effluent of dairy industries of different sizes. The variability associated with effluents from dairy industries at different scales, in terms of both quantity and quality, shows that it is not feasible to generalize characterization results of several cases to all dairy industries. It is important, therefore, that every dairy industry performs the characterization of its own effluents in order to select the most suitable treatment systems.

### Design of treatment systems

The parameters considered for the design of the treatment systems were BOD, TSS and TKN. From Figure 1, it can be noticed that the datasets of these parameters do not follow a symmetric distribution, which leads to using median values in the designing calculations rather than averages. As it was considered a set of preliminary and primary treatment steps with BOD and TSS removal efficiencies of 20 and 60%, respectively, and no removal of TKN, the affluent to the secondary treatment systems has the following characteristics: 588 mg.L<sup>-1</sup> of BOD; 660 mg.L<sup>-1</sup> of TSS; and 148.2 mg.L<sup>-1</sup> of TKN. Only these parameters were considered as this work focused on the removal of organic matter and solids, with additional removal of TKN. The average flow rate was considered to be 2.81 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, as previously explained. From this information and considering the desired removal of BOD of 80% (see section Material and Methods), the areas and volumes of the designed systems (BAS, WSP and CW) were calculated and presented in Table 5.

**Table 5.** Area requirements and volumes for each treatment system considering a BOD removal of 80%.

Treatment system	Area (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )
Extended aeration batch activated sludge (BAS)	2.1	6.3
Waste stabilisation ponds (WSP)	46.5	86.2
Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CW)	15.0	10.5



Considering a theoretical BOD removal of 80%, the BAS system showed the lowest area requirement (2.1 m<sup>2</sup>), followed by HSSF-CW (15.0 m<sup>2</sup>) and WSP (46.5 m<sup>2</sup>) (Table 5). WSP presented an area requirement about 22 times greater than BAS, and approximately three times larger than HSSF-CW (Table 5).

Considering the calculated areas, the removal efficiencies and the final concentrations of TSS and TKN were estimated for the systems herein considered, as presented in Table 6.

**Table 6.** Estimated or expected removal efficiencies of TSS and TKN for each treatment system.

Treatment System	TSS Removal (%)	TKN Removal (%)
Extended aeration batch activated sludge (BAS)	87-93 <sup>a</sup>	>80 <sup>a</sup>
Waste stabilisation ponds (WSP)	70-80 <sup>a</sup>	53 <sup>b</sup>
Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CW)	87 <sup>c</sup>	35 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> expected removal efficiencies according to the literature (von Sperling, 2014; 2017);

<sup>b</sup> estimated removal efficiencies from mathematical models (Crites e Tchobanoglous, 2000);

<sup>c</sup> estimated removal efficiencies from mathematical models (Crites et al., 2006).

According to the COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2008), the maximum concentration of TSS in treated effluents must be below 150 mg.L<sup>-1</sup> for WSP systems and 100 mg.L<sup>-1</sup> for other systems. In order to comply with the current legislation, WSP should have minimum removal efficiency of 77.3%, whereas rates in HSSF-CW and BAS systems should be greater than 84.8%. Thus, considering the data obtained (either expected removal efficiencies from the literature or estimates using mathematical models), it is verified that all systems considered can potentially produce effluents that meet the legal requirements (Table 6). However, it should be noted that the only system that presents an available model to estimate the removal of TSS is CW, with an equation based on the surface hydraulic loading rate.

Regarding the removal of TKN, extended aeration BAS systems area believed to be the most efficient, with expected efficiencies above 80% (von Sperling, 2014). CW and WSP systems presented considerably lower removal estimates (models based on first-order kinetics and plug-flow): 35% for HSSF-CW; and 53% for WSP. It should be stressed that, for WSP systems, no removal was considered in the anaerobic unit, but only in the facultative pond considering the pH of the pond equal to 8.0. In cases of higher pH, higher TKN removal efficiencies are expected as a consequence of free ammonia volatilization. It should also be highlighted that, in all cases, design and removal efficiencies were calculated considering criteria proposed for municipal wastewater as a consequence of the lack of design criteria for dairy wastewater or similar effluents. This may result, therefore, in under or oversized (more likely) systems.

In addition to area requirements and removal efficiencies, other aspects should be considered when adopting the most suitable treatment system for a given effluent. These aspects include costs and complexity of implementation, operation and maintenance, as well as sludge generation and management. Among the treatment options considered, the BAS system presented the lowest area requirement ( $2.1 \text{ m}^2$ ; Table 5) for a BOD removal of approximately 80%. This treatment technique presents high removal of solids and the removal of nitrogen and phosphorus may happen (von Sperling, 2007). BAS treatment systems with high sludge age were considered by Afonso et al. (2000) as feasible for the treatment of dairy effluents, with a sewage sludge generation considerably lower than conventional activated sludge systems. However, the amount of sludge produced in such systems is still considerably high compared with WSP and HSSF-CW systems. Of the three treatment systems studied, BAS is the system that presents higher costs associated with implementation, operation, maintenance and electricity, and it also demands skilled labour for its operation as it requires constant care.

The WSP system, composed of an anaerobic pond followed by a facultative pond, presented the highest area requirement ( $46.5 \text{ m}^2$ ; Table 5) for the desired BOD removal efficiency ( $\sim 80\%$ ). In addition, this system is the one that least removes TSS and TKN. Attention must also be given to the bad odours that can be generated in the anaerobic stage of the process (von Sperling, 2017). On the other hand, of the three systems proposed in the study, WSP are systems that generally present the lowest costs regarding installation, operation and maintenance as a consequence of the absence of mechanical equipment. In addition, WSP are easy to operate and compose a robust treatment system, being quite resistant to variations of organic loads (von Sperling, 2017). Finally, another positive aspect associated with WSP systems is related to the low amount of sludge generated.

In this study, the HSSF-CW system presented an intermediate area requirement ( $15 \text{ m}^2$ ; Table 5), approximately 7 times larger than the area required for the BAS system and 3 times smaller than the area demanded for the WSP system. The estimated removal of TKN in the CW system was lower than the expected removal in the BAS, whereas the removal of TSS in CW and BAS systems were similar (Table 6). In general, CW systems present low costs associated with implementation, operation, maintenance. However, these costs in CW units are usually slightly higher than those systems. This is because CW units have support media (e.g., gravel or sand) and the need for harvesting the vegetation according to its life cycle aiming at maintaining nutrients removal efficiency at high levels (Crites *et al.*, 2006).

Although the estimated removal efficiencies of TSS and TKN in the CW system are smaller than in the BAS system (Table 6), the literature reports CW systems with real efficiencies greater than those observed in this study (Mantovi *et al.*, 2003; Abrahão, 2006; Mendonça *et al.*, 2012; Pelissari *et al.*, 2014). Mantovi *et al.* (2003) reported 50% removal efficiencies for TKN and 90% for TSS in CW systems with a  $75 \text{ m}^2$  treating dairy wastewater with a flow rate of  $6.5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  and hydraulic

retention time (HRT) of 10 days. Also treating dairy effluents, Abrahão (2006) reported removal efficiencies of 64-81% for TSS and 50-70% for TKN (variations associated to different vegetation used) in pilot-scale units with 0.3 m<sup>2</sup>, flow of 0.06 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> and HRT of 4.8 days. Schierano, Panigatti and Maine (2018) reported 80% removal of TSS and over 95% removal of TKN in a microcosm-scale HSSF-WC with HRT of 7 days and HLR equal to 1.0 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Mendonça *et al.* (2012) conducted a study to verify the removal of TKN and phosphorus from dairy effluent in a batch CW pilot system with approximately 0.7 m<sup>2</sup>, 2-day cycle and an effluent load of 7.5 L per cycle. The authors concluded that the support medium and planted vegetation are parameters that have a significant influence on the removal efficiency of nutrients in CW. In addition, it was observed that, over time, efficiencies varied according to the life cycle of the vegetation as absorption of nitrogen compounds is higher during the vegetation growth (Mendonça *et al.*, 2012).

Pelissari *et al.* (2014) evaluated the removal of nitrogen in a full-scale HSSF-CW treating dairy effluents, with surface area of 26.5 m<sup>2</sup> and a daily flow of 995 litres during four hours per day (average HLR of 0.038 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). They found an average removal of ammonium nitrogen equal to 58% and concluded that, considering that nitrification was not apparent and ammonia volatilization could be disregarded, the removal was linked to uptake by macrophytes and by bacterial biomass and adsorption to the support medium. These findings (Mendonça *et al.*, 2012; Pelissari *et al.*, 2014) show the need for frequent harvesting of vegetation in CW systems in order to maintain nutrient removal efficiencies at a certain level (Vymazal, 2007). Although the harvesting of vegetation may lead to higher maintenance costs of CW systems, the vegetation itself can bring economic benefits as the biomass can be used for animal feeding and energy production (Matos *et al.*, 2008; Fia *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019).

Although effluents from WSP and CW systems may have considerable high concentrations of TKN, their concentrations of coliforms are often lower than in effluents from BAS systems (von Sperling, 2014). Therefore, wastewaters treated in WSP and CW systems may be reused, for instance in irrigation activities. The main advantage of irrigation with wastewater is the fact that part of the nutrients present in the effluent are readily available, whereas some forms of nitrogen and phosphorus, mainly organic, need to be decomposed before becoming available to plants, which supports the development of plants over time (Bastos, 2003; Marques *et al.*, 2003). According to Matos and Matos (2017), wastewater should be applied in crops of rapid growth and rapid nutrient absorption. However, attention should be given to phytotoxicity aspects of specific ions (e.g., sodium and chloride) which may interfere negatively soil quality and vegetation growth (Marques *et al.*, 2003). Thus, before performing irrigation with wastewater, a detailed study of the soil (e.g., permeability and nutrient availability) and vegetation (e.g., water and nutritional demands) should be carried out in order to promote vegetation growth and to avoid contamination of the environment.

### Horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CW)

Assuming a HSSF-CW system for the treatment of the dairy effluent characterized in this study, different units were designed in terms of area and HRT considering an average flow of  $2.81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , a BOD removal of 80%, and TSS and TKN concentrations in the final equal to  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  and  $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , as recommended in the COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2008). Results are presented in Table 7.

**Table 7.** Area ( $\text{m}^2$ ) and hydraulic retention time (d) required to reach the standards defined by COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2008).

Parameters	Discharge Standards DN COPAM/CERH 01/2008	Required area ( $\text{m}^2$ )	HRT (d)
BOD	80% removal	15	1.5
TSS	$100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	7	0.7
TKN	$20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	70	7.0

Although BOD is the parameter most commonly considered for the design of treatment units, from the results presented in Table 7 it can be noted that the limiting factor for the design of CW systems to treat the dairy effluent of this study was the TKN. This fact is corroborated by a study conducted by Sezerino *et al.* (2015), which compiled experiences related to the application of HSSF-CW for domestic wastewater treatment in Brazil. Three reasons may lead to TKN being the limiting parameter when designing systems rather than BOD: firstly, it is often considered that organic nitrogen will be converted to ammoniacal nitrogen and, therefore, TKN is used as the design parameter for the removal of nitrogen; secondly, the fact that the studies performed in Brazil are mostly for domestic wastewater, which presents a typical concentration of TKN of  $45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (von Sperling, 2014), much lower than the average concentration used for the design of CW units in this study ( $148.2 \text{ mgTKN} \cdot \text{L}^{-1}$ ); and, thirdly, the use of the  $K_{\text{NH}_4,20}$  coefficients originally obtained for domestic wastewater being applied to dairy effluent.

According to Crites *et al.* (2006), the expected HRT for HSSF-CW ranges from 3 to 14 days, and HRT for the removal of BOD and TSS are lower than the ones expected for the removal of TKN. The same trend was observed in this study (Table 7). It is important to highlight, however, that the area required for the removal of TKN was calculated considering  $K_T$  values for tropical climate ( $0.29 \text{ d}^{-1}$ ; Dias *et al.*, 2011) and not  $K_T$  values suggested for temperate regions ( $0.12 \text{ d}^{-1}$ ; Crites *et al.*, 2006). In the latter case, the area requirement would be  $162 \text{ m}^2$  and HRT would be 16 days, higher than that indicated in Crites *et al.* (2006). After assessing several HSSF-CW systems in Brazil up to 2010, Sezerino *et al.* (2015) observed HRT equal or lower than 12 days in all cases, and no minimum established value of HRT as it is not a design criterium in the models considered in this work.

Considering the varying characteristics of the effluent in this study and variations reported in the literature (Onet, 2010; Vymazal, 2014; Wu *et al.*, 2015; Slavov, 2017), CW units were also designed using the average flow ( $2.81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ) and the minimum, mean and maximum concentrations of TKN ( $C_{\min} = 23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $C_{\text{mean}} = 148 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $C_{\max} = 173 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively), as this was shown to be the limiting design criterium of HSSF-CW. Area ( $\text{m}^2$ ), volume ( $\text{m}^3$ ), hydraulic retention time (d) and hydraulic surface loading rate ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) were obtained for each case, as shown in Table 8.

**Table 8.** Area ( $\text{m}^2$ ), volume ( $\text{m}^3$ ), hydraulic retention time (d) and hydraulic surface loading rate ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) of HSSF-CW units obtained considering mean flow and minimum, mean and maximum concentrations of TKN.

TKN concentration	Area ( $\text{m}^2$ )	Volume ( $\text{m}^3$ )	HRT (d)	HLR ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )
$C_{\min}$ (23 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	5	3.5	0.5	0.562
$C_{\text{mean}}$ (148 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	70	49.0	7.0	0.040
$C_{\max}$ (173 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	74	51.8	7.4	0.038

The HRT calculated for  $C_{\text{mean}}$  and  $C_{\max}$  are within the range indicated in the literature (3-14 days; Crites *et al.*, 2006). For  $C_{\min}$ , the HRT is below this range, as the lowest concentration of TKN observed in this study (23  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) is very close to the maximum concentration allowed in treated effluents (20  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) according to the COPAM/CERH Resolution 01/2008 (Minas Gerais, 2008).

HRT also varies according to the flow rate. In this way, it was calculated different HRT for combinations between minimum, mean and maximum flow rates ( $Q_{\min}$ ,  $Q_{\text{mean}}$ ,  $Q_{\max}$ ) obtained in the characterization part of the study and the minimum, mean and maximum CW volumes ( $V_{\min}$ ,  $V_{\text{mean}}$ ,  $V_{\max}$ ) calculated and presented in Table 5. Results are shown in Table 9.

**Table 9.** Hydraulic retention time (days) calculated for minimum, mean and maximum flow rates ( $Q_{\min}$ ,  $Q_{\text{mean}}$  and  $Q_{\max}$ ) and minimum, mean and maximum CW volumes ( $V_{\min}$ ,  $V_{\text{mean}}$ ,  $V_{\max}$ ).

Volume	HRT (d)		
	$Q_{\min}$ (2,23 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )	$Q_{\text{mean}}$ (2,81 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )	$Q_{\max}$ (3,23 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )
$V_{\min}$ (3.5 $\text{m}^3$ )	0.4	0.5	0.6
$V_{\text{mean}}$ (49.0 $\text{m}^3$ )	6.1	7.0	8.8
$V_{\max}$ (51.8 $\text{m}^3$ )	6.4	7.0	9.3

Based on the data presented in Table 9, it is noted that the calculated HRT values considering  $Q_{\min}$ ,  $Q_{\text{mean}}$ ,  $Q_{\max}$  and  $V_{\min}$  (associated with  $C_{\min}$ ; Table 8) are lower than the HRT range recommended in the literature (3-14 days; Crites *et al.*, 2006). As expected, to design CW systems, it is important to consider flow variations and  $C_{\text{mean}}$  and/or  $C_{\max}$ , as they are associated with worst-case scenarios.

## Conclusion

Even adopting conservative design criteria and removal values for flotation, the CW was considered the most cost-effective system in this case study as it presented intermediate area requirements and costs in relation to the other two systems. In addition, CW systems have the advantage of producing a vegetal biomass which could be used to feed animals or produce energy, as well as final effluent which could be potentially reused, bringing economic benefits. It is important to highlight, however, that, although the removal efficiencies for the flotation step adopted in this study are reported in the literature, it is recommended that flotation tests are performed to estimate the removal efficiencies of these parameters for future studies and treatment plant design.

In terms of optimization study of the CW treatment system, because the wide variation of the TKN concentrations in the effluent, it is concluded that the design of these systems should consider the average or maximum TKN concentration, as the design using minimum TKN concentration did not meet the sizing recommendations. Regardless of the design and type of industrial effluent, all feasible alternatives should be explored and studied during the decision-making process.

## References

- Abrahão, S. S. (2006) *Tratamento de água residuária de laticínios em Sistemas Alagados Construídos cultivados com forrageiras*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 124 pp.
- Afonso, M. L. C., Pawlowsky, U., Patza, M. G. (2000) Tratabilidade dos despejos de laticínios por lodos ativados em batelada, *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre-RS.
- Amorim, R. F. (2014) *Tratamento de efluentes em lagoas de estabilização: um estudo de caso em indústria de laticínio na região do vale do Jamari – RO. Ariquemes*, Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Rondônia, 69 pp.
- APHA, AWWA, WEF - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd ed. Washington DC, USA, 1046 pp.
- Azzolini, J. C, Fabro, L. F. (2013) Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de Santa Catarina, *Unoesc & Ciência - ACET*, **4**(1), 43-60.
- Carvalho, F., Prazeres, A .R., Rivas, J. (2013) Cheese whey wastewater: Characterization and treatment, *Science of the Total Environment*, **445–446**, 385-396.
- Castillo, A., Vall, P.; Garrido-Barseba, M., Comas, J., Poch, M. (2017) Selection of industrial (food, drink and milk sector) wastewater treatment technologies: A multi-criteria assessment, *Journal of Cleaner Production*, **143**, 180-190.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2008). *Guia Técnico Ambiental de Produtos Lácteos Série P+L*. 95 pp.

- Couto, H. J. B., Melo, M.V., Massarini, G. (2004) Treatment of milk industry effluent by dissolved air flotation, *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **21**(1), 83 - 91.
- Crites R.W., Middlebrooks E.J., Reed S.C. (2006) *Natural Wastewater Treatment Systems*, Boca Raton, Florida, USA, 546 pp.
- Crites R. W., Tchobanoglous, G. (2000) Tratamiento de aguas residuales em pequenas poblaciones. McGraw-Hill, Colômbia, 776 pp.
- Dias, E. H. O., Magalhães, T. B., Calijuri, M. L., Bastos, R. K. X. (2011) Coeficientes de remoção de parâmetros químicos em wetlands construídas em escala piloto, *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Recife-PE.
- Dipu, S., Kumar, A. A., Thanga, V. S. G. (2011) Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland. *Technology Environmentalist*, **31**, 263–278.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M. (2017) *Biological Wastewater Treatment Series - Treatment Wetlands*, v. 07, IWA Publishing, Alliance House, UK, 172 pp.
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente (2014). Guia Técnico Ambiental da Indústria de Laticínios. 68 pp.
- Fia, F. R. L., Matos, A. T., Fia, R., Borges, A. C., Cecon, P. R. (2017) Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Eng. Sanit. Ambient.* **22**(2), 1-9. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>
- Forbes, E. G. A., Foy, R. H., Mulholland, M. V., Brettell J. L. (2011) Performance of a constructed wetland for treating farm-yard dirty water. *Water Science & Technology*, **64**(1), 22-28.
- Gonçalves, J.M.(2016) *Fertirrigação com água residuária de agroindústria (ara) em forrageiras: monitoramento de elementos químicos no perfil do solo*. Dissertação de mestrado, Programa de Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Instituto federal de educação, ciência e tecnologia do triângulo mineiro (Uberaba), 71 pp.
- IPPC, European Commission Integrated Pollution Prevention and Control (2006) *Reference document on best available techniques in the food, drink and milk industries*. Acesso em 13 de setembro de 2018,.disponível em: [http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/fdm\\_bref\\_0806.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/fdm_bref_0806.pdf)
- Kadlec, R. (2003) Nutrient removal in treatment wetland, *International Conference of Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale*, Tartu, Estonia.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D. (2008) *Treatment Wetlands*, Boca Raton, Florida, USA, 1048 pp.
- Machado, R. M. G, Freire, V. H, Silva, P .C. (2000) Alternativas tecnológicas para o controle ambiental em pequenas e médias indústrias de laticínios, *XXVII Congresso Interamericano de engenharia sanitária e ambiental*, Porto Alegre-RS, Brasil.
- Magno, P. S. L., Oliveira, J. R. (2008) Tratamento de efluentes através de lagoas de estabilização: comparação entre eficiência teórica e eficiência real, *XV Congresso Brasileiro de Aguas Subterrâneas*, Natal -RN.
- Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinni, S., Marmiroli, N. (2003) Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater, *Bioresour. Technol.* **88**, 85-94.
- Marques, M. O., Filho, B. C., Bastos, R. K. X., Kato, M. T., Lima, V. L. A., Neto, C. O. A., Mendonça, F. C., Marques, P. A. A., Marques, T. A., Belingieri, P. H., van Haandel, A. (2003) Uso de Esgotos Tratados na Irrigação: Aspectos agrônômicos e ambientais. In Bastos, R. K. X. (Org.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: ABES Projeto PROSAB, 73-130.

- Matos, A. T., Abrahão, S. S., Pereira, O. G. (2008) Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente & Água*, **3**(1), 43-53.
- Matos, A. T., Abrahão, S. S.; lo Monaco, P. A. V.(2012) Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios, *Eng. Agríc.*,**32**(6), 1144-1155.
- Matos, A. T., Matos, M. P. (2017) *Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistema de Alagados Construídos*. Editora: UFV, Viçosa, 371 pp.
- Mendonça, H. V., Ribeiro, C. B. M, Borges, A. C., Bastos, R. R. (2015) Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios, *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **10**(2), 442-453.
- Mendonça, H. V.; Ribeiro, C. B. M, Borges, A. C., Bastos, R. R. (2012) Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas, *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **7**(2), 75-87.
- Metcalf & Eddy (2014) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Mc Graw-Hill, New York, 2008 pp.
- Minaard, C., Condesse, V., Minaard, V. Rabino, C. (2005) Los Gráficos de Caja: Un Recurso Innovador. *Revista Ibero Americana de Educación*, **35**/8, 2005.
- Minas Gerais (2008) *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1*, 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. Governo do Estado de Minas Gerais, Diário Executivo, Belo Horizonte-MG, de 05 de maio de 2008.
- Minas Gerais (2017) *Deliberação Normativa COPAM N.º 217* Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências, Governo do Estado de Minas Gerais, Diário Executivo, Belo Horizonte-MG, de 06 de dezembro de 2017.
- Onet, C. (2010) Characteristics of the untreated wastewater produced by food industry. *Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului*, **15**, 709-714.
- Pelissari, C., Sezerino, P.H., Decezar, S.T., Wolff, D.B., Bento, A.P., Junior, O.d.C., and Philippi, L.S. (2014) Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. *Ecol. Eng.*, **73**, 307– 310.
- Pereira, M. S., Borges, A. C., Heleno, F. F., Squillace, L. F. A., Faroni, L. R. D. (2018) Treatment of synthetic milk industry wastewater using batch dissolved air flotation, *Journal of Cleaner Production*, **189**, 729-737.
- Saraiva, C. B. (2008) *Potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte: um estudo de caso*, Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, 80 pp.
- Schierano, M. C., Maine, M. A., Panigatti, M. C. (2017) Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. *Environmental Technology*, **38**(2), 192-198.
- Schierano, M. C., Panigatti, M. C., Maine, M. A. (2018) Horizontal subsurface flow constructed wetlands for tertiary treatment of dairy wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, **20**(9), 895-900.
- SEBRAE, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (2017). *Setor de Alimentos e Bebidas- Laticínio*. Belo Horizonte-MG: Sebrae-MG. 13pp.



- Sezerino, P. H., Bento, A. P., Decezaró, S. T., Magri, M. E., Philippi, L. S. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Eng Sanit Ambient*, **20**(1), 151-158.
- Silva, L. A. M., Silva, T. T. S., Gonçalves, E. A. P., Santos, S.M. (2019) Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, **4**(4), 228-238.
- Silva, F. K., Eyng, J. (2013) O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas, *R. gest. sust. Ambient.*, **1**(2), 4-22.
- Slavov, A. K. (2017) General Characteristics and Treatment Possibilities of Dairy Wastewater – A Review. *Food Technol. Biotechnol*, **55**(1), 14-28.
- Stefanakis, A. I.; Tsihrintzis, V. A. (2009) Performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating simulated municipal wastewater: effect of various design parameters, *Desalination*, **248**, 753-770.
- Sultana, M. Y., Mourtí, C., Tatoulis, T., Akrotos, C. S., Tekerlekopoulou, A. G., Vayenas, D. V. (2016) Effect of hydraulic retention time, temperature, and organic load on a horizontal subsurface flow constructed wetland treating cheese whey wastewater. *J Chem Technol Biotechnol*, **91**(3), 726-732
- Tawfik, A, Sobhey, M, Badawy, M. (2008) Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge. (AS system), *Desalination*, **227**(1-3), 167–177.
- Tanner, C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P. (1995) Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Wat. Res.*, **29**(I), 17-26.
- Teixeira, C. O. (2011) *Efluente de laticínios, enquadramento legal e a representação dos técnicos e gerentes*. Dissertação de mestrado, Programa de Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia de Leite e Derivados, Universidade Federal de Juiz de Fora, 73 pp.
- Tuncsiper, B., Drizo, A., Twohig, E. (2015) Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment -VT, USA. *Catena*, **135**, 184-192.
- von Sperling, M. (2007) *Biological Wastewater Treatment Series – Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*, v. 05., IWA Publishing, Alliance House, UK, 336 pp.
- von Sperling, M. (2014) *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, v. 01., Ed.UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 470 pp.
- von Sperling, M. (2017) *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização*, v. 03., Ed.UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 196 pp.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci.Total Environ*. **380**(1–3), 48-65.
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, *Water*, **2**, 530-549.
- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review, *Ecological Engineering*, **73**, 724-751.
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschik, P., Kirui, W.K., Masi, F., Dong, R. (2015) Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance, *Environmental Pollution*, **201**, 107-120.

# REVISTA AIDIS

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

## MODIFICACIÓN DE UNA MEZCLA ASFÁLTICA TIPO III ADICIONANDO POLVO DE CAUCHO DE NEUMÁTICOS USADOS, MEDIANTE UN PROCESO HÚMEDO

Carlos Ortiz <sup>1</sup>

### MODIFICATION OF A TYPE III ASPHALTIC MIXTURE BY ADDING RUBBER POWDER OF USED TIRES THROUGH A HUMID PROCESS

Recibido el 16 de julio de 2019; Aceptado el 11 de mayo de 2020

#### Abstract

*A type III asphaltic mixture was analyzed by adding rubber powder of used tires, through a humid process, in order to know the influence of recycled rubber powder, in the deformations of an asphalt mixture that can be used in the paving of roads, using layers or briquettes. In order to achieve this goal, rubber powder was characterized by a granulometric analysis using the normal distribution statistical method; the dynamic behavior of the asphalt-rubber mixture was analyzed by the Marshall method stated in the Covenin 2000-87 norm for roads; by determining the adequate percentage of rubber in the modified mixture; for this, rubber percentages of 5, 10 and 15 % w, respectively, were established at 150°C and 170°C. Granulometry obtained was 1,6mm diameter, and it was used for the analyses included in the norm; this determined that 5% of rubber addition at 170°C temperature results a mixture with better properties, such as: flexibility increase, fissure appearance delay and impermeability increase.*

**Keywords:** humid process, modified asphalts, powder rubber.

<sup>1</sup> Departamento de Procesos Químicos, Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre "Clodosbaldo Russiàn", Venezuela.

\* *Autor correspondal:* Carlos Ortiz. Departamento de Procesos Químicos, Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre "Clodosbaldo Russian". Carretera Nacional Cumaná-Cumanacoa, Km. 4. Cumaná, estado Sucre. A.P. 6101. Venezuela. Email: [ortizcordova@hotmail.com](mailto:ortizcordova@hotmail.com)

## Resumen

Se analizó una mezcla asfáltica tipo III adicionando polvo de caucho de neumáticos usados, mediante un proceso húmedo, con el propósito de conocer la influencia del polvo de caucho reciclado, en las deformaciones de una mezcla asfáltica que pueda ser usada en la pavimentación mediante capas o briquetas. Para llevar a cabo este fin se caracterizó el polvo de caucho por medio de un análisis granulométrico empleando el método estadístico de distribución normal; se analizó el comportamiento dinámico de la mezcla asfalto-caucho por el método Marshall establecido en la Norma COVENIN 2000-87 para carreteras; determinándose el porcentaje adecuado de caucho en la mezcla modificada. Para ello, se establecieron porcentajes de caucho de 5, 10 y 15 % en masa, a 150°C y 170°C, respectivamente. Se obtuvo una granulometría de 1,6 mm de diámetro, la cual fue empleada para los análisis contemplados en la norma, obteniendo que a 5% de adición de caucho a una temperatura de 170°C resultó una mezcla con mejores propiedades tales como: aumento de la flexibilidad, retardo de la aparición de fisura y aumento de la impermeabilidad.

**Palabras clave:** asfaltos modificados, polvo de caucho, proceso húmedo.

## Introducción

El principal inconveniente de los neumáticos residuales, es su disposición final o reutilización, dado que la mayoría de ellos terminan en sitios inadecuados o en vertederos, algunos de ellos clandestinos o en su mayoría no cumplen con las normas sanitarias para recibir ese tipo de residuos. Esto interviene de manera negativa en la compactación, permeabilidad del suelo y ocasionan problemas de estabilidad en los vertederos.

A inicios de los años setenta, se ha introducido el polvo de caucho a las mezclas asfálticas en los Estados Unidos, y desde entonces se ha empleado este material en el mundo (Ibrahim *et al.* 2013), hasta encontrarnos que en España es obligatoria la disposición de un importante porcentaje del polvo de neumáticos fuera de uso en pavimentos nuevos (Marcozzi, 2010).

En búsqueda de soluciones al problema de estos residuos, Agnusdei *et al.* (2010), afirman que en las mezclas asfálticas utilizadas en pavimentos, se pueden incorporar una parte importante del caucho de contenido en los neumáticos desechados. Ramírez (2006), asevera que la adición de caucho proveniente de neumáticos a las mezclas asfálticas es una forma de reciclar estos residuos y mejorar las propiedades del pavimento. Según la autora, cuando es incorporado caucho proveniente de neumáticos usados a las mezclas asfálticas, éstas se modifican de manera que aportan al pavimento mejores características, entre ellas: mejor respuesta al cambio térmico, incremento en la resistencia a la formación de grietas o fisuras debido a la agotamiento y al envejecimiento; de esta manera, se concede un aporte significativo alargando la vida útil del pavimento, lo que trae como consecuencia la disminución de los costos por mantenimiento.

De acuerdo al estudio realizado por Campaña *et al.* (2015), quienes trabajaron con mezclas de polvo de caucho del 10, 15 y 20% en masa con relación al bitumen total de la mezcla, observaron que existen mejores propiedades de resistencia a la fatiga en el asfalto modificado por proceso húmedo con 20 wt % de polvo de caucho con relación al bitumen, mientras que el mayor módulo de rigidez y deformación dinámica se obtuvo para asfalto modificado por proceso húmedo con 10 wt % de polvo de caucho.

Esta investigación se desarrolló mediante un proceso por vía húmeda, este consiste en mezclar el polvo de caucho con el ligante para producir una mezcla asfalto-caucho. Ramírez *et al.* (2014), indican que la proporción de caucho en las mezclas húmedas varía entre 10 al 20% en masa con relación al ligante total de la mezcla; además, el grado de modificación del ligante en este tipo de procesos, depende del tamaño y textura de los granos del caucho, la proporción, el tipo de cemento asfáltico, grado de agitación, tiempo y temperatura de mezclado.

La solución al problema que se plantea con los neumáticos fuera de uso, pasa necesariamente por la búsqueda de vías capaces de valorizar adecuadamente este residuo bajo condiciones económicas aceptables y en cantidades suficientes como para hacer frente al elevado número de toneladas que se generan anualmente, así lo expresa Olivares (2016).

En este estudio se propone analizar una mezcla asfáltica tipo III adicionando polvo de caucho usado, utilizando un proceso húmedo; con este objetivo se busca aportar soluciones en cuanto a minimizar el almacenamiento directo o disposición no adecuada de los neumáticos usados.

### Metodología

Para realizar el estudio de la incorporación de polvo de caucho mediante vía húmeda se utilizó polvo de caucho donado por una empresa de reciclaje. Como pretratamiento, este material se sometió a un proceso de secado hasta obtener una humedad de 0.68% en peso, posteriormente se eliminaron las bandas y partículas metálicas que conforman los neumáticos, logrando remover 99.989% en peso de material metálico.

El estudio granulométrico se llevó a cabo utilizando un equipo de tamizado, con tamices de diferentes tamaños de aberturas, con el fin de seleccionar con que diámetro de las partículas de caucho previamente molido. Para llevar a cabo esta operación, se colocaron los tamices ordenados desde el de mayor abertura en el tope y los demás en orden decreciente. Las partículas de tamaño menor que la abertura de un tamiz pasan al tamiz inferior, hasta encontrar un tamiz cuya abertura no es suficiente para que pueda pasar. Se logran separar así las partículas de acuerdo con su tamaño.

Se establecieron temperaturas de digestión de 150°C y 170°C, valores que se encuentran definidos por Asphalt Institute (1983), de mezclas asfálticas en caliente (rango: 140–170°C)

Se analizaron muestras por triplicado para porcentajes de 5%, 10% y 15% en masa de polvo de caucho en relación al ligante (mezcla cemento asfáltico-caucho).

Preparación del ligante (mezcla de cemento asfáltico-caucho)

Se utilizó cemento asfáltico suministrado por una empresa de servicios petroleros, en la tabla 1 se presentan las características del cemento asfáltico.

**Tabla 1.** Características del cemento asfáltico

Propiedad	Unidades	Resultados	Rango
Viscosidad Cinemática	CST	520.0	350-900
Punto de Inflamación	°C	238.0	232
Gravedad API	API	4.7	50
Penetración	NM/10	68	
Peso Especifico	N/A	1.0389	

Para la elaboración de la muestra patrón se utilizó 5.3% de cemento asfáltico, mientras que para las muestras con 5%, 10% y 15% en masa de polvo de caucho en relación con el ligante (mezcla de cemento asfáltico-caucho), se adicionó 4.9%, 4.7% y 4.4% en masa de cemento asfáltico respectivamente. En la tabla 2, se muestran los porcentajes en masa de cemento asfáltico de polvo de caucho en relación al ligante.

**Tabla 2.** Características del cemento asfáltico

	Muestra patrón	150°C			170°C		
% polvo de caucho (en relación al ligante)		5	10	15	5	10	15
% cemento asfáltico	5.3	4.9	4.7	4.4	4.9	4.7	4.4

En una plancha de calentamiento se colocaron recipientes metálicos con el cemento asfáltico manteniendo la temperatura constante a 150°C. Cada uno con diferentes porcentajes en masa de polvo de caucho: 5%, 10% y 15%, se mezclaron a una velocidad de 1720 r.p.m. por un período de

60 minutos. De igual manera se preparó el ligante modificado con las mismas concentraciones de polvo de caucho a una temperatura de 170°C.

#### Preparación de la mezcla patrón.

Se preparó una mezcla patrón, con el fin de comparar la variación de las propiedades de esta mezcla al añadirle diferentes porcentajes de caucho. Esta mezcla se realizó a las temperaturas de 150°C y 170°C definidas para el proceso en caliente. Tanto la mezcla patrón, como en las mejoradas con caucho, se utilizaron los mismos materiales pétreos y cemento asfáltico.

#### Preparación de la mezcla con liqantes.

Se seleccionaron los agregados de acuerdo a su granulometría, considerando los rangos establecidos en la norma venezolana Covenin 87:2000, para mezclas asfálticas tipo III. Se añadieron los agregados previamente calentados a 150°C ó 170°C, en correspondencia con la temperatura de trabajo. Luego se mezcló por un periodo de 15 segundos para la adherencia del agregado con el asfalto modificado.

#### Método de ensayo para determinar las propiedades Marshall.

Para elaborar las briquetas, se colocó un molde caliente en una mesa y se situó en su fondo el papel parafinado o papel de filtro. Se vertió 1200 gr de la mezcla en el molde, removiendo 15 veces en el interior, y se aliso la superficie de la mezcla hasta obtener una forma ligeramente redondeada. La temperatura de mezclado antes de la compactación estuvo a 142°C (cuando la mezcla se preparó a una temperatura de 150°C) y 163°C (cuando la mezcla se preparó a una temperatura de 170°C). Posteriormente se situó el molde de mezcla sobre el pedestal de compactación (martillo) y se aplicó el número necesario de golpes de compactación, para este caso 75 veces cada briqueta, golpeado con el pedestal.

Subsiguientemente, se invirtió el molde con la briqueta sobre la placa de base y se aplicó el mismo número de golpes en el lado contrario de la briqueta. Finalizada la compactación se dejó enfriar la briqueta hasta que no se produjo deformación al sacarla del molde.

#### Procedimientos para ensayos físicos

##### *Densidad*

Se pesó cada briqueta. Posteriormente se sumergieron en un envase para obtener su peso en agua. Luego, se retiraron las briquetas del agua se secaron y se pesaron nuevamente para obtener así el valor del peso específico saturado con superficie seca (sss).

##### *Estabilidad y Flujo*

Se colocaron las briquetas en un baño de María a una temperatura de 60°C por un período de tiempo de 30 minutos. Posteriormente se procedió a ajustar las briquetas al equipo de carga.

Luego se aplicó la carga a cada briqueta de manera que se produjera una deformación a velocidad constante de 2 pulgadas por minuto hasta que produjera la ruptura o fractura debido a la tracción. El punto se define por la carga máxima obtenidas. El número total de libras necesarias para producir la rotura de la muestra a 60°C se anotó como valor de estabilidad Marshall.

#### *Determinación del peso específico de una mezcla asfáltica (RICE)*

Se pesaron 2000 gr una muestra de mezcla asfáltica previamente enfriada a temperatura ambiente se colocó en un envase y se le agregó agua hasta la mitad. Se cerró el envase y se conectó a una bomba al vacío por 30 minutos. Transcurrido este período del tiempo, se apagó la bomba adicionándole agua al envase removiendo un poco la muestra; se volvió a cerrar el frasco, luego se conectó nuevamente a la bomba de vacío y se dejó de igual manera en un período de tiempo de 30 minutos. Finalizado el ensayo se enrasa el envase con agua a una temperatura de 25°C, se pesa para obtener así el valor de peso + muestra + agua. Se obtuvo el peso específico por diferencia de pesos. Para el cálculo se emplea la ecuación 1.

$$RICE = \frac{A}{(A+B)-(C+D)} \times \frac{dw}{d_w^{25^{\circ}}} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Dónde:

A= Masa del aire de la muestra seca, g

B= masa del picnómetro lleno con agua a la temperatura de ensayo, g.

C= masa del picnómetro lleno con agua y muestra a temperatura de ensayo, g.

D= corrección por expansión térmica de asfalto, g.

dw= densidad del agua a temperatura de ensayo, g/cm<sup>3</sup>

d<sup>25°</sup>w= densidad del agua a 25°C, g/cm<sup>3</sup>

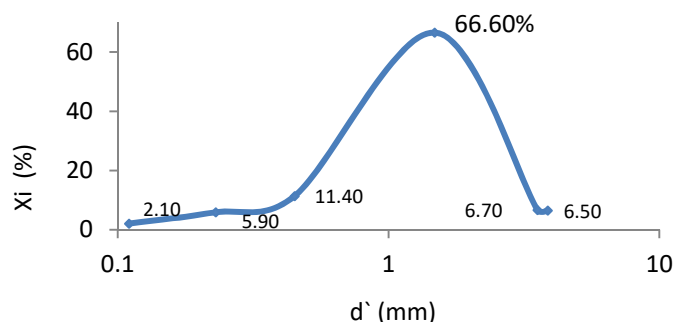
## Resultados

En la tabla 3, se observa el resultado de la granulometría, evidenciando que en el tamiz # 30, el tamaño de la partícula esta tabulada en la abertura del tamiz superior a este.

Para el estudio estadístico de las partículas de un lecho se asumió que la distribución aleatoria (al azar) está bien representada por la ley de Gauss, la cual proporciona una relación entre el valor del carácter estudiado y su frecuencia. En la figura 1, se representa la distribución normal del tamaño de las partículas, en ella se observa que mediante este método se obtuvo un diámetro de 1.6 mm, para las partículas de caucho, las cuales fueron las que se utilizaron para tal estudio, debido que la cantidad de partículas retenidas en el tamiz # 30 fue mayor, con una frecuencia relativa de 66.6 %.

**Tabla 2.** Granulometría del caucho triturado

Tamiz Usado	Peso(g) Retenido Acumulado	% Pasante	Diámetro (di')	Frecuencia Relativa (Xi)	Abertura del tamiz
Nº 4	19.8	93.4	2.37	6.6	4.74
Nº 8	20.2	93.3	3.55	6.7	2.36
Nº 30	200	33.4	1.48	66.6	0.60
Nº 50	34.1	88.6	0.45	11.4	0.30
Nº 100	17.6	94.1	0.23	5.9	0.15
Nº 200	6.3	97.9	0.11	2.1	0.074



**Figura 1.** Curva de distribución normal o diferencial del tamaño de las partículas.

### Resultados de las propiedades Marshall

En la tabla 4, se observan los resultados obtenidos del promedio simple aplicado a los triplicados de cada ensayo. En ella se presenta la variación del porcentaje de cemento asfáltico con respecto a la temperatura de mezclado a distintos porcentajes en masa de adición de caucho (5%, 10% y 15%).

Se puede visualizar que la muestra patrón le fue agregado un porcentaje de cemento asfáltico de 5.3 % y el resto de agregados. Las muestras calentadas a 150°C reportan 4.9% de cemento asfáltico (mezcla con 5% de caucho), 4.7% de cemento asfáltico perteneciente a la mezcla con 10% de caucho y 4.4% de cemento asfáltico perteneciente a la mezcla de 15% de cemento. Para las muestras calentadas a 170°C se reportaron los mismos porcentajes en masa de cemento asfáltico para cada una de las muestras con 5%, 10% y 15% de caucho.



**Tabla 4.** Densidad, vacíos totales, peso específico (RICE), estabilidad y flujo obtenido de las briquetas fabricadas con asfalto modificado con distintos porcentajes en peso de polvo de caucho (5%, 10% y 15%), mediante un proceso de mezcla húmeda a distintas temperaturas (150 °C y 170°C).

% cemento asfáltico	Temperatura						
	150°C			170°C			
	0%	5%	10%	15%	5%	10%	15%
Densidad ( g/m <sup>3</sup> )	2347	2235	2215	2166	2228	2205	2080
Vacíos totales	4.3	5.1	6.5	10.5	5.2	7.7	14.9
Peso específico (RICE) (gr/cm <sup>3</sup> )	2454	2354	2369	2420	2350	2390	2445
Estabilidad (lb.)	2087	4579	3317	2141	5115	3125	2222
Flujo	13	12	10	9	12	10	9

De acuerdo a estos resultados, se observa que los vacíos totales aumentan considerablemente; esta tendencia puede ser debida a que se disminuye el porcentaje de cemento asfáltico para las diferentes temperaturas como también la densidad, lo que puede ocasionar que el agua y el aire pueden acceder rápidamente hacia la mezcla, y se acelere el proceso de oxidación produciendo el fenómeno de transformación de las resinas de asfáltenos; perdiéndose gran parte de la ductilidad y adherencia del cemento asfáltico, es decir, un envejecimiento prematuro de la mezcla asfáltica.

Por otra parte, la muestra patrón obtuvo una densidad de 2347 gr/m<sup>3</sup>, valor alto en comparación a las mezclas con aditivo de polvo de caucho, siendo la mezcla correspondiente a 5% en masa de adición de polvo de caucho a la temperatura de 150°C la que obtuvo un valor más cercano a la briketa patrón, igual a 2235gr/m<sup>3</sup>. Esto se puede deber, a que a mayor temperatura el caucho modifica sus propiedades reológicas, modificando también la densidad.

En este sentido, la tendencia registrada en el comportamiento de la densidad, se coteja con lo reportado con Agnusdei *et al.* (2010), quienes destacan que al aumentar la proporción de caucho y la temperatura a la mezcla, la densidad disminuye; esto puede ser, que mayor temperatura la mezcla modificada tiende a ser más viscosa

La briketa patrón reportó un valor del peso específico (RICE) de 2454 mientras que las muestras a 150°C el valor del rice varió desde 2354 para la mezcla con 5% en masa de adición de polvo de caucho, hasta 2420 para la mezcla de 15% en masa de adición de polvo de caucho. Un comportamiento análogo se puede observar para la temperatura de mezclado a 170°C. Es apreciable que para ambas temperatura de mezclado se mantiene un comportamiento similar, obteniéndose valores mayores del peso específico para las mezclas que contienen 15% de caucho y valores más cercanos al de la muestra patrón, para mezclas de 5% en masa de adición de polvo de caucho.

Es de considerar que del peso específico ayuda a determinar la cantidad de cemento asfáltico absorbido por los agregados de la mezcla, para así conocer la cantidad total o efectiva de cemento asfáltico requerida para la misma. A medida que se incrementa la cantidad de caucho a diferentes temperaturas de mezclado el rice aumenta, esto se puede deber, que a mayor porcentaje de polvo de caucho en la mezcla (ligante: cemento asfáltico-caucho), es mayor la cantidad de espacios vacíos en la briqueta, por consiguiente, el peso específico aumenta. Esto está en consonancia con lo descrito anteriormente, respecto a la tendencia observada en el cálculo de los vacíos totales, en las muestras analizadas.

Se obtuvo una estabilidad de 2087 lb para la briqueta patrón, mientras que para la modificada con un 5% en masa de polvo de caucho y a 150°C arrojó un valor de 4579 lb y para el mismo porcentaje a una temperatura de 17°C un valor de 5115 lb, mientras que para un 10% de caucho a 150°C y a 170°C arrojaron los valores de 3317 lb y 3125 lb respectivamente, para un 15% de adición de caucho a una temperatura de mezclado de 150°C la estabilidad disminuyó a 2141 lb y a 170°C arrojó un valor de 2222lb, es apreciable que en todas las mezclas aumenta la estabilidad al adicionar el polvo de caucho, en comparación al mínimo valor establecidos en la Norma COVENIN 2000-87 ( $\geq 1800$  lb).

En la adición de 5% en masa de polvo de caucho a 150°C y 17°C se pude cotejar que la estabilidad aumenta en consideración a la muestra patrón, superando el valor mínimo de la norma venezolana COVENIN 2000-87, esto se puede deber, que al tener una cantidad adecuada de asfalto mezclada con el caucho permite envolver los agregados con películas más gruesas de cemento asfáltico modificado sin que se produzcan escurrimientos o exudaciones; mejorando el contacto entre partículas con una mejor resistencia al corte y una permeabilidad baja. Al incrementar la proporción de caucho disminuye la estabilidad; como ocurre en el caso de 10% y 15 %, esto se puede deber, a que no posee alta fricción interna para resistir las deformaciones causadas por las cargas impuestas ya se va disminuyendo la cantidad de asfalto y la densidad disminuye al agregar caucho a la mezcla.

La briqueta patrón posee un flujo de 13, a un 5% en masa de polvo de caucho; calentado a una temperatura de 150°C se tiene 11 pulgadas y para una temperatura de 170°C un flujo de 12 mientras que a un 10% de caucho a 150°C se obtuvo un valor de 10, de igual manera ocurrió para una temperatura de 170°C y para un 15% en masa de polvo de caucho arrojó un valor de 9 pulgadas a 150°C este mismo flujo se obtuvo para 170°C. Cabe destacar que el flujo representa la deformación en cuartos de milímetros, que ocurre desde el instante en que se aplica la carga hasta lograr la carga máxima.

Se observa en los resultados, que el flujo disminuye a medida que aumenta el porcentaje de caucho (esta tendencia también la reportan Agnusdei e losco, 2008), esto se puede deber, a que se disminuye el cemento asfáltico y cuando se tiene bajos contenidos de ligante en una mezcla mejorada con caucho estos son insuficientes para proporcionar una buena cohesión, junto a esto hay que decir que al aumentar la proporción de caucho este no reacciona con el cemento asfáltico, por lo que es más relevante el comportamiento elástico del caucho.

### Conclusiones

De acuerdo la granulometría el diámetro de partículas de caucho obtenido fue de 1.6 mm. Las combinaciones de los agregados utilizados en la elaboración de la mezcla patrón (sin caucho) y a distintos porcentajes en masa de polvo de caucho (5%, 10% y 15%) se encuentran dentro de los límites establecidos en la Norma COVENIN 2000- 87 Parte I: Carreteras.

Para la elaboración de la mezcla patrón se utilizó 5.3% de cemento asfáltico, mientras que para 5%, 10% y 15% de adición de caucho se utilizó 4.9%, 4.7% y 4.4% de cemento asfáltico respectivamente.

Para una muestra patrón la densidad se encontró a 2347 gr/cm<sup>3</sup>, para un 5% de caucho a una temperatura de 150°C y 170°C las densidades arrojaron valores de 2235 gr/cm<sup>3</sup> y 2228 gr/cm<sup>3</sup> respectivamente; para un 10% masa de polvo de caucho a 150°C se obtuvo un valor de la densidad de 2215 gr/cm<sup>3</sup>, y a 170°C 2205 gr/cm<sup>3</sup>; para 15% masa de polvo de caucho a 150°C y 170°C se obtuvo una densidad de 2166 gr/cm<sup>3</sup> y 2080 gr/cm<sup>3</sup>, respectivamente.

Los vacíos totales que se encontraron en la muestra patrón fueron de 4.3%. Para un 5% de caucho a 150°C y 170°C se obtuvo valores de vacíos totales de 5.1% y 5.2% respectivamente, mientras que para 10% de caucho a una temperatura de 150°C arrojó un valor de 6.5% y a 170°C un valor de 7.7% y para 15% de adición de caucho a 150°C y 170°C se obtuvieron valores de 10.5% y 14.9% respectivamente. Cumpliendo la muestra con 5% de caucho a 150°C y 170°C con las normas establecidas en la Norma Venezolana COVENIN 2000- 87.

Las estabilidades de la muestra patrón, como las elaboradas con adición de polvo de caucho a los distintos porcentajes (5%,10% y 15% en masa) cumplieron de acuerdo a los límites establecidas en la norma COVENIN 2000-87, presentando buenas estabilidades.

Los flujos para las muestras con adición de polvo de caucho a distintos porcentajes (5%, 10% y 15% en masa) cumplieron con los límites establecidos en la norma COVENIN 2000- 87, presentando buen flujo.

## Referencias bibliográficas

- Agnusdei, J, losco, O. (2008) Durabilidad de mezclas asfáltica preparadas con ligantes modificados con polímeros. Comisión de Investigaciones Científicas. Buenos Aires: Lemit.
- Agnusdei, J., Marcozzi, R. Morea, F. (2010) Nuevas tecnologías sustentables aplicadas a la pavimentación asfáltica, *Anales LEMIT*, **III**(3), 9-14.
- Asphalt Institute (1983). Asphalt plant manual, Manual series N° 3. Quinta Edición. USA: Asphalt Institute
- Campaña, O., Galeas, S., Guerrero, V. (2015) Obtención de asfalto modificado con polvo de caucho proveniente del reciclaje de neumáticos de automotores. *Revista Politécnica*, **36**(3), Acceso el 15 de mayo de 2018, disponible en:
- COVENIN, Comisión Venezolana de Normas Industriales. (2000). Norma Covenin 87:2000, Parte I Carreteras. Caracas:Fondo Norma  
[https://www.revistapolitecnica.epn.edu.ec/images/revista/volumen36/tomo3/Obtencion\\_de\\_Asfalto\\_Modificado\\_con\\_Polvo\\_de\\_Caucho\\_Proveniente.pdf](https://www.revistapolitecnica.epn.edu.ec/images/revista/volumen36/tomo3/Obtencion_de_Asfalto_Modificado_con_Polvo_de_Caucho_Proveniente.pdf)
- M. Ibrahim, H. Katman, M. Karim, S. Koting, N. Mashaan (2013) A review on the effect of crumb rubber addition to the rheology of crumb rubber modified bitumen, *Advances in Materials Science and Engineering*, **2013**, 8 pp. doi: <https://doi.org/10.1155/2013/415246>
- Marcozzi, R. (2010) Mezclas fabricadas a temperaturas reducidas vs. mezclas tibias, *Anales LEMIT*, **III**(3), 29-30.
- Olivares, D. (2016). *Planta de reciclaje de neumáticos de caucho. Comercialización de miga de caucho*, Tesis de Postgrado, Programa de Postgrado Economía y Negocios. Universidad de Chile. 102 pp.
- Ramírez, A., Ladino, I., Rosas, J. (2014) *Diseño de mezcla asfáltica con asfalto caucho Tecnología Gap Graded para La ciudad de Bogotá*. Tesis de Especialización en Ingeniería de Pavimentos, Universidad Católica de Colombia, 91 pp.
- Ramírez, N. (2006) *Estudio de la utilización de caucho de neumáticos en mezclas asfálticas en caliente mediante proceso seco*. Tesis de Grado, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, 116 pp.



# REVISTA AIDIS

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

## COST ASSESSMENT OF THE BRAZILIAN CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE RECYCLING PLANT: A CASE STUDY OF PORTO ALEGRE

Regis Pereira Waskow <sup>1</sup>  
\* Viviane Lopes Gschwenter dos Santos <sup>1</sup>  
Rodrigo Kanno <sup>1</sup>  
Rejane Maria C. Tubino <sup>1</sup>

Recibido el 23 de julio de 2019; Aceptado el 6 de febrero de 2020

### Abstract

*The construction activities generate representative amount of Construction and Demolition Waste (CDW) around the world. Brazilian City Halls collected about 45 million tons/year. CDW recycling plants needs to be economically viable. The characteristics of recycling plants and future expectations vary around the world. Thus, the cost analysis needs to be adapted to the local reality and future scenarios should be evaluated. In this context, the objective of this paper is to evaluate the CDW recycling plant costs in Brazil. Two scenarios are tested, actual Scenario (1) and future Scenario (2), with air jig. Four steps are performed: literature review, inventory of the inputs, economic indicators analysis, and sensitivity analysis of alternative solutions. The results suggest that both scenarios do not reach positive economic indicators (IRR, NPV and Payback). The Fixed Costs are the main influence on the results, mainly due to the acquisition of Equipment. The Variable Costs represent, in Scenario 1 and 2, 18% and 10% of their Total Fixed Costs, respectively. Scenario 1, however, has possible conversion into positive IRR easier than for Scenario 2, once the Air Jig influence significantly in the increment of costs. A Government subsidy tested would not make the CDW Recycling Scenarios economically attractive. Only Scenario 1 can achieve positive results, however without the acquisition costs of Land, Equipment and Vehicles. Counterparts with the City Hall, in exchange for the supply of these inputs, would not influence the positive results. The use of new technologies maybe will be possible after the recycled aggregate market is consolidated in Brazil.*

**Keywords:** cost analysis, CDW recycling plant, brazilian construction and demolition waste, waste management.

<sup>1</sup>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: [vlsg@ufrgs.br](mailto:vlsg@ufrgs.br)

## Introduction

The construction activities are responsible for one of the most representative waste around the world, the Construction and Demolition Waste (CDW). Brazilian municipalities collected about 45 million tons of CDW discarded by the population in 2017 (ABRELPE, 2018). This is more than 25 of the 28 European Commission members, which generate less than 10 million tons per year (European Commission, 2017). As can be seen, make CDW recycling economically attractive and technically feasible reuse in Brazil is an urgent need.

The implementation of CDW recycling plants in many countries is a reality, result mainly from environmental public policies, however, economic viability is a key factor for the interest in this kind of project. Martinez-Sanchez *et al.* (2015) describes a lack of clear methodology with cost calculation principles, detailed assessment focus and transparency for subsequent applicability. The divergence in methodology applied in the costs of CDW recycling induces the diversity of inputs that represent the most critical points of this activity. For Huang *et al.* (2002), Chaves (2015), Duran *et al.* (2006), Galán *et al.* (2013) and Wang *et al.* (2004), Equipment costs are the most significant. In other works, with the same objective, Land Acquisition and Civil Construction costs are among the most significant (Corrêa *et al.*, 2009, Fonseca and Ribeiro Junior, 2018, and Kuhn *et al.*, 2017). Mah *et al.* (2018), however, highlights transport-related costs, which is more latent in scenarios where reuse of the recycled aggregate is predicted to produce recycled concrete aggregate (RCA).

The limits of cost evaluation, however, must be previously defined. A consensus has been defined in recent years, that the cost evaluation needed to evolve from the traditional linear approach, from the beginning to the end of the process, extending the boundaries of this system, being treated similarly to Life Cycle Assessment (LCA). The application of Life Cycle Cost does not have specific norms, such as the environmental analysis, however, can be expanded to the boundaries of the LCA. Hackenhaar *et al.* (2019) proposed the boundary of the system for the LCA of the production of Brazilian recycled aggregate. The border of this study adopted limits the transporting evaluation of the aggregate generation site, operation, and the transportation to place of use.

The characteristics of recycling plants vary around the world, a result of local reality, availability and demand, characteristic of the original CDW. These different characteristics directly influence the productive capacity of the recycling plant, emphasized by Liu *et al.* (2019) as of fundamental importance in economic analysis. The Brazilian National Sanitation Information System (SNIS) shows that only 9% of recycling plants with a production capacity upper than 10,000 m<sup>3</sup>/month. These data allow inferring about the probable failure of recycling plants if projected for productions over that capacity.

Overall, the extensive literature analysis showed the most widely used Life Cycle Cost (LCC) equation was NPV, IRR, and Payback (Miah et. al 2018). In this sense, some authors agree with the following results, as Payback time between 3 and 11.2 years (Huang *et al.*, 2002, Di Maria *et al.*, 2018, and Neto *et al.*, 2017) and the Minimum Attractive Rate of Return (MARR) of CDW recycling projects, that according to Petter (2015) and Doan (2016) the value considered should be about 12%.

This low production capacity of most CDW recycling plants suggests a market still unstable for recycled aggregates in Brazil, maybe result of stagnant technology applied just identified in 2009 for Miranda *et al.* (2009): loader or backhoe, vibrator feeder, conveyor belt, jaw crusher or impact, permanent magnetic separator or electromagnet, and vibrating screen.

The improvement of the quality of the aggregate, by the concentration of the CDW concrete fraction, and consequent expansion of its reuse possibilities could help in its affirmation as a product. Cazacliu *et al.* (2014), Sampaio et al (2016) and Ambrós *et al.* (2016) has increased efforts to the use of mining equipment in improving quality of CDW aggregates. The use of air jig, for example, favors the concentration of the concrete fraction of CDW and consequently allows to elaborate concrete with better results of resistance to compression when compared to the production with mixed aggregates.

In this sense, the objective of this paper is to evaluate the CDW recycling plant costs in Brazil. Two scenarios are tested, actual Scenario (1) and a future Scenario (2) applying Air Jig to achieve better quality recycled aggregates. In the end, it is intended to identify alternative ways to achieve more economically attractive results, according to the availability of resources, technology and tools applied in Brazil.

### **Research methodology**

To achieve the objective of this paper, it is necessary to perform 4 steps, as follows: identification of studies related to cost analysis on CDW recycling, inventory of the inputs for the cost analysis, definition of economic indicators to be applied, and the realization of sensitivity analysis of some inputs and/or alternative solutions to make more attractive the CDW Brazilian recycling plants.

#### **Identification of studies**

In order to obtain the most current literature on the cost approach in CDW recycling plant and identify the main inputs that make up this, the following procedure was performed:

- Initially, a systematic review is realized. The identification of studies in scientific journals was undertaken by a systematic search in Science Direct and Springer platforms. The general word source on title, abstract or author-specified keywords were "cost", "construction", "demolition", "waste" and "management". A

screening of the literature was made evaluating if the cost analysis were applied and if CDW were the reference on the study,

- In this systematic review, only literature reported in English was included in the review scope and only Research Articles were selected,
- In a complementary manner, a non-systematic search was applied to identify additional studies. In this sense, PhD thesis and papers that address costs on CDW Brazilian have been considered. This literature corresponds to scientific studies available on the worldwide internet search network,
- The non-systematic search adopts as search words the same ones used in systematic review, however being applied in the Portuguese language. The non-systematic review is considered finished when the inputs identified for each article evaluated do not differ more from the previous ones.

#### Inventory inputs to the cost analysis

The first source of inputs to be applied in the cost analysis comes from systematic and non-systematic reviews. Inputs are also obtained from the recycling plant of CDW in the city of Porto Alegre, Brazil (Figure 1), object of the case study of this paper.



**Figure 1.** Location of the city of Porto Alegre, object of the case study of this paper.

The values adopted for each input are defined based on the information provided by the recycling plant and, in its unavailability, data obtained in the literature. Data consulted in the literature with divergent results among authors undergo selection criteria, with prioritized data with the following assumptions:

- Measured data are preferable to estimates,
- Data from an average of recycling plants are comparable to data obtained from only one plant,



- More recent data are adopted rather than data obtained over a longer period of time,
- Data from Brazil are preferable to data obtained in other countries,
- Data of technology equal to that adopted are preferable to the technology analogous or different from that available at the study site.

Still, for the evaluation of costs, it is necessary to define some premises. These assumptions relate, for example, to the number of employees, transportation distances and the number of vehicles, equipment to be adopted in the recycling plant, among others. Some of the data adopted in this work were obtained from a local recycling plant. Data not provided by the enterprise were arbitrated based on the characteristics of the enterprise and the other Brazilian recycling plants equivalents. The assumptions adopted are presented in Table 1.

**Table 1.** The assumptions adopted for data not provided.

<u>Infrastructure:</u>	<u>Recycling plant:</u>
0.5 ha total area,	10,085 ton/month,
450 m <sup>2</sup> civil construction,	6 waste skips,
20-year lifespan of project.	1 crusher,
<u>Employees:</u>	1 vibration screen,
2 plant operations,	3 conveyor belts ( <i>plus 1 conveyor belt on Scenario 2</i> ),
1 manager,	1 magnetic separator,
1 sale,	1 Air Jig ( <i>only on Scenario 2</i> ),
2 truckers.	20 years lifespan.
<u>Transport:</u>	<u>Production:</u>
Generator to recycling plant: 30 km,	58.5% coarse aggregates ( <i>only on Scenario 1</i> ),
Recycling plant to site: 15 km,	39% coarse aggregates ( <i>only on Scenario 2</i> ),
Recycling plant to landfill (refuse): 12.5 km.	19.5% Coarse concrete concentrate ( <i>only on Scenario 2</i> ),
<u>Vehicles:</u>	41% fine aggregates,
2 trucks,	0.49% other recyclable waste,
1 backhoe	0.01% refuse.
10 years lifespan.	

### Methods of cost analysis

Financial analysis is, typically, used to analyze whether a project is stable, solvent, liquid or profitable enough to warrant a monetary investment. For this, it is necessary to apply methods to identify the cash flows as Net Present Value (NPV), one of the most frequently used dynamic method. NPV is a method of bringing all cash flows from an investment project to the date zero and adding them to the value of the initial investment, using as a discount rate the company's Minimum Attractive Rate of Return (MARR). The definition of the NPV is performed according to the following equation:

$$NPV = \sum_0^n \frac{NCF_t}{(1+i)^t}$$

With:

NPV – Net Present Value,

NCF<sub>t</sub> – Net cash flow at time t (i.e. cash inflow-cash outflow),

t- Time of the cash flow,

i – Discount rate,

N- Number of periods (years).

In order to have positive NPV it is necessary that the Internal Rate of Return (IRR) is higher than the MARR of the project. In this sense, the IRR analysis is performed, supporting later identifications of possible alternative solutions in the search for more satisfactory results of the financial indicators. The IRR analysis is performed according to the following Equation 1:

$$IRR = \sum_{t-1}^t NPV = \frac{NCF_t}{(1+i)^t} - C_0 = 0$$

Equation (1)

With:

C<sub>0</sub> – Total Initial investment

The Payback period is the length of time required to recover the cost of the investment. Payback is a risk assessment criterion, in this sense its period analysis is particularly useful in sector where investments depreciate quickly, and where a full return of the initial investment is a serious concern (Neto et. al, 2017). Thus, more attractive projects with recovery of capital invested in less time. The Payback analysis is performed according to the following Equation 2:

$$Payback = (\text{last year with negative NCF}) + \left( \frac{\text{Absolute Value of NCF in that year}}{\text{Total cash flow in the following year}} \right)$$

Equation (2)

### Assessment of sensitivity and alternative solutions to cost analysis inputs

Carried out the cost analysis of current scenarios and using the Air Jig alternative solutions for some of the inputs are tested, verifying the sensitivity of the results to these changes. The analysis of these alternative solutions is preceded by the presentation of new results on economic indicators and discussion of application potential feasibility in Brazil.

## Results

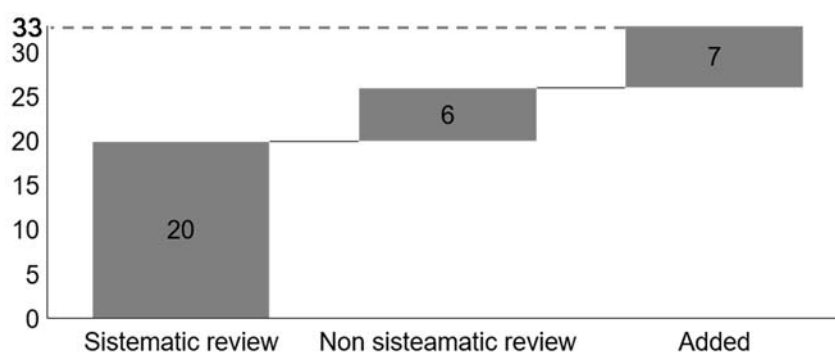
### Literature review

Initially, 144 research articles were identified on the Elsevier platform and 167 articles on the Springer platform. Of this total 19 refer to research articles on CDW has as one focus the evaluation of costs in the recycling process or management. Only 12 articles were able to provide input data: Huang *et al* (2002), Zhao *et al.* (2004), Wang *et al* (2004), Duran *et al.* (2006), Coronado *et al.* (2011), Galán *et al.* (2013), Abdelhmid (2014), Dahlbo *et al.* (2015), Di Maria *et al.* (2018), Liu *et al.* (2019), Mah *et al.* (2018) and Queheille *et al.* (2019).

About the main inputs identified the transportation of the residues should be highlighted, whether from the origin to recycling plant or from plant to site of use, and the costs related to disposal of waste in the landfill. The costs of maintenance machines and equipment, in addition to costs related to the workers of the recycling plant, are also highlighted in some works identified by literature review.

Additional literature consulted by non-systematic review suggest more inputs. Nine new literature on CDW management were identified, which are specific to Brazil. The non-systematic research was considered finished when the identification of new inputs in the composition of the cost evaluation was considered exhausted.

Figure 2 illustrates the contribution of systematic and non-systematic reviews to the identification of inputs from cost evaluation. The graph demonstrates the increase in inputs considered in papers on costs analysis of CDW recycling in Brazil. The order of graphic presentation follows the number of new activities identified for each job. The stability of the graph suggests that the inputs proposed in available scientific papers on the subject have been exhausted.



**Figure 2.** Contribution of additional literature consulted in a non-systematic way.

The non-systematic review identifies another eight (8) papers: Jandovski and Masuero (2004), Paiva *et al.* (2012), Manfrinato *et al.* (2008), Corrêa *et al.* (2009), Chaves (2015), Gomes *et al.* (2015), Kuhn *et al.* (2017) and Fonseca e Ribeiro Júnior (2018). These authors contribute to an increase in the number inputs to be used in the cost evaluation of CDW recycling, such as the Contingency forecast and the Rates, previously unidentified.

The greater registration by the authors from non-systematic review of the inputs Energy, Equipment Acquisition and Construction. In this way, it is possible to infer that these are the most critical items in evaluation of costs in the Brazilian CDW management. The costs associated with Maintenance are highlighted in studies from other countries, and thus also considered a critical input. Figure 3 illustrates the inputs defined from each literature accessed.

Authors Inputs	Abdelrhmid (2014)	Begum et. al (2006)	Chaves (2015)	Coronado et. al (2011)	Corrêa et. al (2009)	Cursino et. al (2009)	Dahlbo et. al (2015)	Di Maria et. al (2018)	Duran et. al (2006)	Fonseca e Ribeiro Júnior (2018)	Galan et. al (2013)	Gan and Cheng (2015)	Gomes et. al (2015)	He et. al (2018)	Huang et. al (2002)	Jandovski and masuero (2004)	Kuhn et. al (2017)	Liu et. al (2019a)	Liu et. al (2019b)	Mah et. al (2018)	Manfrinato et. al (2008)	Marzouk and Azab (2014)	Paiva et. al (2012)	Petter (2015)	Queheille et. al (2019)	Sobotka e Sagan (2016)	Wang et. al (2004)	Yuan et. al (2011)	Zhao et. al (2011)	
Administration	X									X			X		X						X									
Civil Construction			X			X				X					X	X	X				X			X						
Company regulation						X																X								
Contingency																		X												
Depreciation			X										X																	
Diesel								X		X														X						
Electricity						X		X	X	X			X		X	X	X					X		X						
Environmental regulation	X																X													
Equipment (plant)	X	X			X			X	X			X		X	X	X					X			X			X			
Governmental subsidy															X															
Land acquisition			X			X		X	X						X	X														
Landscaping									X							X	X							X						
Maintenance of equipment			X			X		X	X					X	X						X		X							
Maintenance of vehicles			X			X		X	X					X	X						X		X							
Maintenance of infrastructure															X															
Payment/ Labors	X							X	X					X						X						X		X		
Plant Installation											X													X	X					
Project																		X												
Sale recyclable waste							X								X															
Taxes																X														
Tipping fee (landfill)				X					X	X					X													X		X
Training	X																													
Transport to landfill (refuse)	X		X					X	X	X								X							X		X			
Transport to utilization site	X		X					X	X	X								X							X		X			
Transport waste from deconstruction	X		X					X	X	X								X							X		X			
Vehicles						X									X	X														

**Figure 3.** List of inputs inventoried to the manufacturer of systematic and non-systematic literature on the cost evaluation of CDW recycling. In gray color the authors contributed with each input, highlighted in black.

Two entries were created, with the nomenclature of "CDW reception, segregate" and "CDW reception, mix", to be able to differentiate the cost charged in Brazil by recycling plants to receive the CDW from the generator. "Marketing" was also added to the inputs identified in the literature. The recycled aggregates available for sale are divided into "Coarse Aggregate", "Fine Aggregate" and "CDW concrete concentrated".

Some data had split, such as the Taxes, suggested by Jadovski and Masuero (2004) which was divided into "Tax on revenue" and "Taxes social contribution". In the same way, Environmental Regulation was divided between the initial cost, "1st Environmental Regulation", and the maintenance costs of the environmental authorization in Brazil. The "Environmental regulation, maintenance" should be carried out, on average, every 4 years according to the characteristics of the project under study.

#### Cost of recycling CDW in the Brazilian scenario

Cost analysis requires the separation of inputs between Fixed Costs and Variable Costs. The Fixed Costs have their values inventoried for the entire useful life of the recycling plant, in this work estimated in 20 years. Variable costs have their inventoried values based on 1 month. The source of the data adopted in the cost evaluation of this paper is illustrated in Table 2.

**Table 2.** Inputs and source of the values adapted to the case study.

Input	Adopted from
Civil Construction	Kuhn <i>et al.</i> (2017), Jadovski and Masuero (2004) and Corrêa <i>et al.</i> (2009)
Equipments and Vehicles	Manufacturers
Administration, Depreciation, Payment labors, Landscaping. Maintenance of Equipment and Vehicles, Maintenance of Infrastructure	Jadovski and Masuero (2004)
Land Acquisition	Market price
Installation plant	Galán <i>et al.</i> (2013)
1 <sup>st</sup> Environmental Regulation and its maintenance	Local Environmental Protection Agency
Regulation of Company	Corrêa <i>et al.</i> (2009)
Contingency and Project	Kuhn <i>et al.</i> (2017)
Electricity (by equipment)	Di Maria <i>et al.</i> (2018)
US\$/kwh	Regional supply company
Marketing, Social Contribution Taxes, Training labors, Fine aggregate* and CDW concrete concentrated*	Estimated
CDW reception mix, CDW reception, segregate, Other recyclable waste, Diesel, Tipping fee,	Data collected
Tax on revenue	According to activity
Transport from the source of the waste and Transport to the landfill	Petter (2015) and data collected

\*estimated by preview studies

Fixed Costs are related to Construction, Equipment, Acquisition of land, Landscaping, Plant Installation, Vehicles, Regularization of the Company, Contingency, Project, and Depreciation. The values associated with the inputs of Scenarios 1 and 2 are shown in Table 3.

The Civil Construction, for Scenario 2, where the inclusion of Air Jig is foreseen, it is considered a 5%. The costs of the Equipment and Vehicles have a Depreciation estimated at 10%. The Land Acquisition is obtained from consultation of lands for sale, between 0.5 and 1 hectares in the same region of the local power plant where some inputs were obtained. Landscaping services have an estimated value corresponding to 5% of civil works. The installation of the plant increase by 5% in Scenario 2. The additional equipment provided for Scenario 2, Air Jig and Conveyor Belt, has their production capacities, energy consumption and costs obtained in Di Maria *et al.* (2018), according to Table 2.

Kuhn *et. al* (2017) suggests a Contingency value be kept as a reserve for eventual unforeseen and/or emergency situations. The initial design of the recycling plant is also obtained from Kuhn *et. al* (2017) and for this, it is considered that the entry of Air Jig does not influence the project values, and the value already considered in Scenario 1 is maintained in Scenario 2.

**Table 3.** Values applied to Fixed Costs of Scenarios 1 and 2.

	Fixed Cost					
	Civil Construction <sup>1</sup>	Equipment <sup>1</sup>	Land Aquisition <sup>1</sup>	Landscaping <sup>1</sup>	Plant Installation <sup>1</sup>	Vehicles <sup>1</sup>
Scenario 1	88,082.90	244,082.90	129,533.68	4,404.15	68,000	156,151.81
Scenario 2	92,487.05	993,982.84	129,533.68	4,624.35	71,400	156,151.81
	1st Environmental regulation <sup>1</sup>	Company Regulation <sup>1</sup>	Contingency <sup>1</sup>	Project <sup>1</sup>	Depreciation <sup>1</sup>	
Scenario 1	1,266.00	518.13	6,735.75	10,362.69	40,023.47	
Scenario 2	1,266.00	518.13	6,735.75	10,362.69	115,013.47	

\* Paid each 4 years, 1 – Inbound logistic, 2 – Operations, 3 – Outbound logistic, 4 – Marketing and sales, 5 – Service, 6 – Infrastructure, 7 – Human resource, 8 – Technology development, 9 – Procurement.

Variable Costs consist a greater quantity of inputs (Table 4). The values related to “Environmental Regularization, Maintenance” were obtained from local environmental agency and paid each 4 years. The input of Government Subsidy is considered in the cost analysis, however currently in Brazil no value regulation is provided for this waste. The Social Contribution Taxes are obtained from average discount data in Brazil, of approximately 23% (reference June 2019) of workers costs. Training labors values were estimated on 0.5% of revenue. Similarly, no suggested input was available for Marketing activity. 0.5% of the revenues was adopted.

"CDW reception mix" correspond 25% (2,713 ton/month). This material has a refuse fraction (0.01%, equal to 1.09 ton/month) that needs be sent to landfill. That being said are considered two Inputs, Tipping fee and the Transport to the landfill. The destination cost was obtained from the local inert landfill (US\$ 2.81/ton). The transport to landfill considers the cost suggested by Petter (2015), of US\$ 0.15/ton/km, and the transport distance of 12.5 km.

**Table 4.** Values applied to Variable Costs of Scenarios 1 and 2.

	Variable Cost (US\$/mês)				
	Administration <sup>6</sup>	Environmental regulation, maintenance <sup>6</sup>	Governmental subsidy <sup>5</sup>	Marketing <sup>4</sup>	Payment labors <sup>7</sup>
Scenario 1	148.45	308.60*	0	859.68	7,596.40
Scenario 2	148.45	308.60*	0	897.56	7,596.40
	Training labors <sup>7</sup>	Tax on revenue <sup>9</sup>	Taxes social contribution <sup>7</sup>	Tipping fee <sup>5</sup>	Transport to landfill <sup>3</sup>
Scenario 1	859.68	44,015.69	1,747.17	3.05	2.04
Scenario 2	897.56	45,955.09	1,747.17	3.05	2.04
	Diesel <sup>2</sup>	Electricity <sup>2</sup>	Maintenance of equipments <sup>2</sup>	Maintenance of vehicles <sup>2</sup>	Maintenance of infrastructure <sup>6</sup>
Scenario 1	800.00	538.35	6,102.07	23.85	880.83
Scenario 2	800.00	1,018.29	24,849.57	23.85	924.87
	Transport aggregate to utilization site <sup>3</sup>	Transport waste from construction <sup>1</sup>	CDW reception mix <sup>9</sup>	CDW reception segregate <sup>9</sup>	Other recyclable waste <sup>9</sup>
Scenario 1	24,294.92	48,834.00	43,706.43	48,589.83	4.79
Scenario 2	24,294.92	48,834.00	43,706.43	48,589.83	4.79
	Coarse Aggregate <sup>9</sup>	CDW concrete concentrated <sup>9</sup>	Fine Agregate <sup>9</sup>		
Scenario 1	53,072.79	-	26,562.44		
Scenario 2	35,381.86	25,266.71	26,562.44		

\* Paid each 4 years, 1 – Inbound logistic, 2 – Operations, 3 – Outbound logistic, 4 – Marketing and sales, 5 – Service, 6 – Infrastructure, 7 – Human resource, 8 – Technology development, 9 – Procurement.

Data of diesel consumption was collected, corresponding to 800 l/month for the backhoe. The cost of diesel in Brazil considered in the study (reference, June 2019) is approximately US\$ 1.00 per liter. The diesel costs of the trucks are considered in the inputs classified as "Transport ...". The electricity consumption considers 0.424kwh/ton, in Scenario 1, and 0,802 kwh/h, in Scenario 2. The kwh value of the regional supply company (reference, June 2019) is approximately US\$ 0.117/kwh.

The Maintenance of the Equipment has the estimated cost of 2.5% of the capital invested in them. The Maintenance of Vehicles is equivalent to 0.0018 US\$/km/vehicle. Considering the amount of 10,852 ton/month, 52 tons per trip, 2 vehicles and a plus 5% of this referring to the backhoe in

the recycling plant. Costs of Maintenance of Infrastructure are estimated in 1% of the civil construction.

Monthly waste transportation from the generation site (10,852 tons) to the recycling plant considers an average distance of 30 km. The transport of recycled aggregate to site utilization refers the percentages of fine aggregate, coarse aggregate and concentrated in concrete aggregate. The latter only in Scenario 2, equivalent to 10,797.74 tons/month as an average distance of 15 km. Both transportations highlighted in this paragraph chosen the distance cost suggested by Petter (2015) of US\$ 0.15/t/km.

Inputs related to the framework as acquisition are mostly composed of inputs created from the market, products and by-products exploited by local recycling plants. The values corresponding the payment of generator to allocate the CDW to the recycling plan were divided into 2 inputs, "CDW reception, mix" and "CDW reception, segregate".

The "CDW reception, mix" corresponds 25% (2.713 ton/month). The revenue from receiving this type of waste in the recycling plant US\$ 16.11/ton. The "CDW reception, segregate" corresponds to the previously sorted waste and corresponds to 75% (8,139 tons). The revenue from receiving this type of waste is US\$ 5.97/ton. Part of the material that characterizes the waste as mixed is sold by the recycling plant as "Other recyclable waste". As input collected, it corresponds to less than 0.5% (53.17 tons/month). Revenue from the sale of "Other recyclable waste" is US\$ 0.09/ton.

After the CDW beneficiation, there is a production of Fine Aggregates and Coarse Aggregates, also with commercial value. The Fine Aggregate corresponds 41% (4,449.32 ton/month), in both scenarios, and is sold at US\$ 5.97/ton. The Coarse Aggregate corresponds 58.5% (6,348.42 ton/month), in Scenario 1. In Scenario 2, 2/3 (4,232.28 ton/month) of the Coarse Aggregate benefited in Air Jig maintains characteristics of inferior quality, however, 1/3 (2,216.14 ton/month) presents better quality, denominated "CDW Concrete Concentrated".

The Coarse Aggregate has a market price of US\$ 8.36/ton. The "CDW Concrete Concentrated", has an estimated revenue of US\$ 11.94/ton, considered to be still competitive with the natural aggregate cost, based on SINAPI (Jun.19) of US\$ 13.72/ ton. Revenue has discounted rates, defined as "Tax on revenue". The amount considered corresponds to the sum of PIS / COFINS 7.6% and IPI / ICMS (18%), with reference to June 2019.

#### Economic indicators analysis

Both scenarios evaluated do not reach positive IRR values. IRR values are close to -1%, in Scenario 1, and -10%, in Scenario 2. These results are next to obtained by Petter (2015), which found negative IRR scenarios, even though their data sources have not been filtered by the same

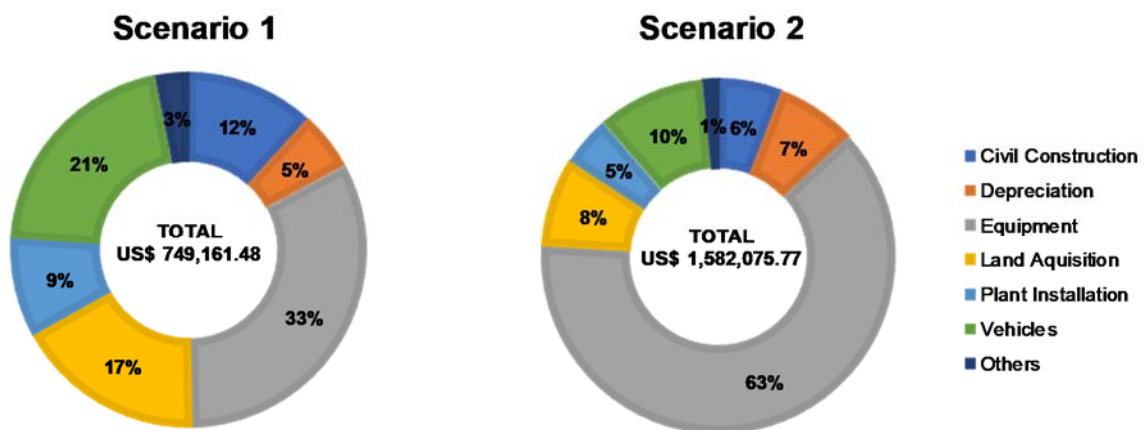


selection criteria adopted in this paper. Likewise, the divergence between NPV and Payback values is significant. Compared to other studies Payback found (21.3 years) is much higher than the range suggested by Huang *et al.* (2002), Di Maria *et. al* (2018) and Neto *et al.* (2017), between 3 and 11.2 years. However, it is important to note that obtained results are from recycling plants in European and Asian countries.

Scenario 1 has a value closer to zero, which suggests a possibility of conversion into positive IRR easier than Scenario 2. Similarly, Payback, close to the expected economic life of the project, suggests that changes in input values may result in more attractive economic indicators. The economic indicators identified for the two Scenarios are presented in Table 5. The Fixed Costs are the main influence on the results and, as can be seen in Figure 4, they diverge significantly between Scenario 1 and Scenario 2.

**Table 5.** Economic indicators of the current Scenarios (1) and Future Scenario (2) CDW recycling.

Scenario	NPV (1.000 US\$)	IRR (%)	Payback (years)
Scenario 1	- 486	- 0.59	21.30
Scenario 2	- 1.422	- 10.13	73.73



**Figure 4.** Participation of the main inputs in the analysis of Fixed Costs of CDW recycling under study.

Important factor refers to the greater representativeness of costs to be related in equipment, corroborating with Huang *et al.* (2002), Chaves (2015), Duran *et al.* (2006), Galán *et al.* (2013) e Wang *et al.* (2004). The economic impact of the Equipment is evidenced when compared to the Fixed Costs of Scenario 1 and Scenario 2. Equipment costs in Scenario 1 represent slightly more than 32%, and in Scenario 2 it's almost 63%. The results corroborate with Neto *et al.* (2017), which has in the increase of productive capacity to reduce the participation of the costs with infrastructure.

The Air Jig, included in Scenario 2, is the main responsible for the improve of costs. The high costs of its acquisition mask even the participation of other inputs, such as the acquisition of Land, Vehicles and Civil Construction, which in Scenario 1 represent 17%, 21% and 12%, respectively. The total value of fixed costs has an increase in Scenario 2, compared to Scenario 1, has its value doubled, achieve about 53%.

The Variable Costs represent, in Scenario 1 and 2, 18% and 10% of their Total Fixed Costs, respectively. This superiority in Scenario 1 evidences the significant influence of the Air Jig acquisition on the Fixed Cost of Scenario 2 and, at the same time, a small influence on the Variable Costs.

Even so, the increase in Variable Costs, in Scenario 2, is just over 15%, in relation to Scenario 1. The Maintenance of the Equipment to represent 16% of the variable costs, 12% more than in Scenario 1. Thus, the transportation of CDW, one of the critical points in recycling according to Miah *et al.* (2018), to the recycling plant and from it to the reuse site has its contributions in Scenario 1 (of 36% and 18%) reduced in Scenario 2 (to 31% and 15%).

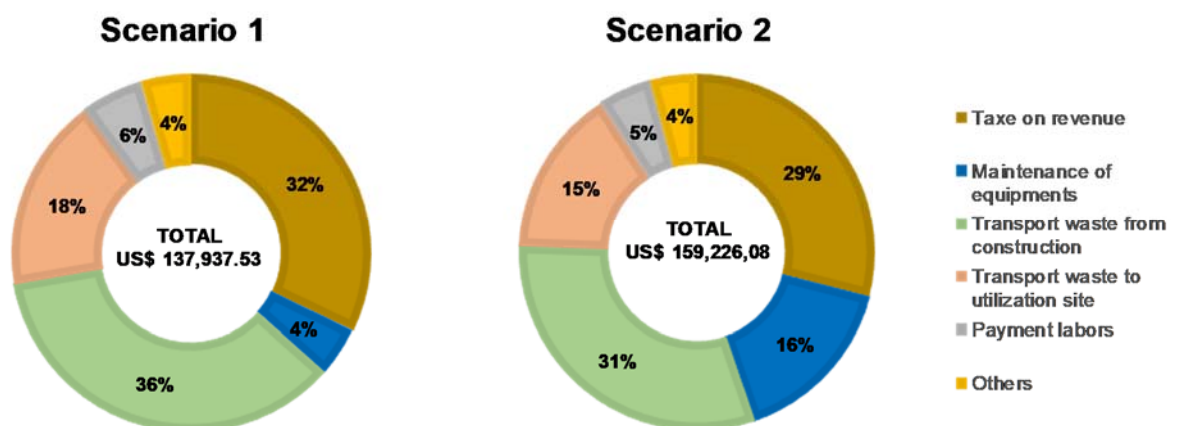
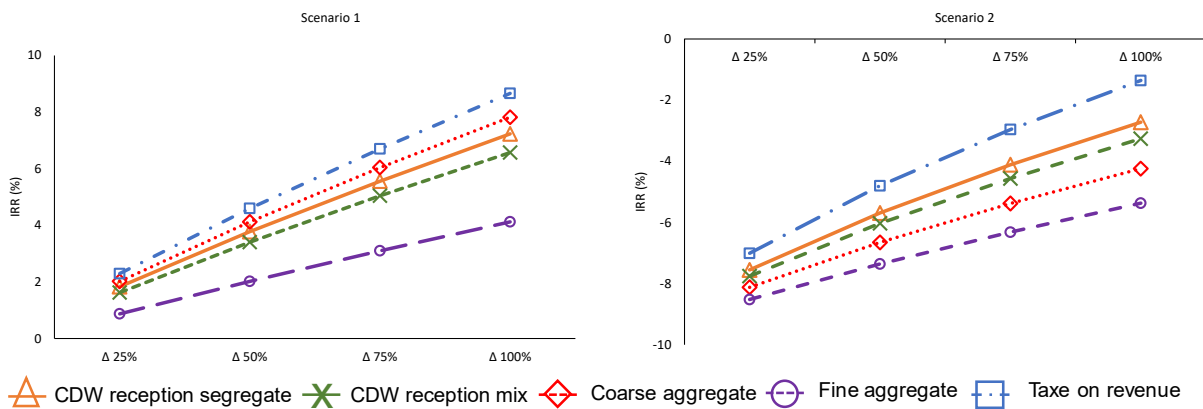


Figure 5. Participation of the main inputs in the analysis of Variable Costs of CDW recycling under study

### Alternative solutions to the feasibility of CDW recycling

The first two attempts to reach economic attractiveness of the project focuses on the amount charged for the receipt of the CDW and on the amount charged to sale recycled aggregates. The sensitivity of these values is tested, which are increased by 25%, 50%, 75% and 100%. The same percentages are applied on the rate of tax revenue, however, related to the reduction of "Tax on revenue" proportional to the percentages applied. The economic indicator adopted in this sensitivity analysis is the IRR. Graphs are shown in Figure 6 illustrates the IRR behavior from these percent variations.

The results suggest that only Scenario 1 would reach positive IRR values from the increased costs of receiving CDW and selling recycled aggregate or reducing rates of Tax revenue. However, in order to reach values close to the MARR suggested for this type of business (12%), reposting costs to customers could make recycled aggregates unattractive. Similarly, lower rates of Tax revenue should tend to zero to achieve better IRR results. Given the current lack of policy for this type of waste in Brazil, the emergence of regulation predicting such a significant amount of tax reduction would be very unlikely.



**Figure 6.** Sensitivity of the amounts charged for the receipt of CDW, sale of recycled aggregates and reduction of the interest rate on sales in Scenarios 1 and 2.

Thus, new efforts are made on others Variable Costs. Governmental subsidy and Energy consumption are evaluated, initially, in order to achieve results that present attractive financial indicators on the project. Other alternative solutions maybe can be found on Fixed Costs. These, however, basically refer to inputs without which there is no way to carry out the CDW recycling process, such as Equipment, Vehicles and Civil Construction. In this sense, it is difficult to reduce the associated costs or the number of Equipment, Vehicles or Civil Construction since these are the results of the expected production demand. Table 6 presents some possible alternative

solutions for Scenarios 1 and 2. The use of Government Subsidy is evaluated, from the monetary receipt per ton received. The results suggest, however, that even considering a US\$1/ton value for the estimated monthly total (10,852 tons) the economic indicators suggest a low attractiveness of the project, where only Scenario 1 reaching a positive IRR value (2.24%). This value, however, may not justify the investment, since the risk associated with CDW recycling activity requires a higher MARR. At the same time, this Scenario would have its Payback only from the 15th year, on a considered economic life horizon of 20 years considered.

**Table 6.** Evaluation of the sensitivity of economic indicators to alternative solutions in the cost analysis inputs of CDW recycling

Alternative solutions	VPL (1,000 US\$)		IRR (%)		Payback (years)	
	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 1	Sc. 2
Gov. Subsidy per ton. received (1 US\$/ton.)	-399	-1334	2.24	-7.14	15.98	47.64
Exemption of energy consumption	-476	-1407	-0.23	-9.57	20.49	67.68
Exemption of acquisition of equipment	-236	-421	3.65	-2.48	14.02	26.31
Exemption of acquisition of vehicles	-323	-1259	1.93	-9.17	16.46	63.78
Exemption of acquisition of land	-346	-1280	1.55	-9.27	17.08	64.77
Exemption of acquisition of equipment, vehicles and land	87	-22	19.54	9.99	4.98	8.52
Exemption of acquisition of equipment, vehicles and land (with counterpart 25%)	27	-83	14.44	3.90	6.46	13.71
Exemption of acquisition of equipment, vehicles and land (with counterpart 50%)	-32	-144	8.89	-4.85	9.20	35.15

Sc. = Scenario

A second alternative solution is the exemption of energy consumption. This solution could result from the implementation of alternative energy source solution (without this being considered in fixed costs) or by the payment of the energy consumed by the recycling plant by the City Hall. This solution presents even fewer promising results, with IRR equal -0.23%, even in Scenario 1.

The following alternative solutions refer to Public-Private Partnerships (PPPs), a method that can be applied in Brazil, where, for example, the City Hall provides the infrastructure and the private initiative executes the service. These solutions are presented in a gradual way with the exemption of the acquisition of Equipment, Vehicles, Earth (including earthmoving), and the sum of these. This analysis then includes a counterpart of the private initiative, being a compulsory part of the material received monthly originating from the City Hall. Thus, this fraction that represents the counterpart is destined to the recycling plant without cost.

The results suggest that IRR values are attractive for both Scenarios only, from the availability of the Equipment, Vehicles and Land, even if Scenario 2 has IRR (9.99%) below the Minimum Attractive Rate of Return suggested for recycling of CDW (12%). Scenario 1 also maintains its attractiveness with the counterpart, restricting itself to a little more than 25% (IRR = 14.44%), as can be seen in Table 6. The counterpart of receipt 50% of the material coming from the City Hall, without costs, however, conducts the IRR value from business to just under 9%, with Payback of 9.2 years.

### Final remarks

According to results, a Government subsidy, without other contributions on Fixed Costs, would not make the CDW Recycling Scenarios economically attractive.

The main critical points identified in the cost analysis show the maintenance of a common problem, even with studies in other countries, regarding the high costs of acquiring Vehicles and Equipment for the operation of the recycling plant.

Scenario 1 is more attractive, however requiring the availability of Equipment, Vehicles and Land. The use of a counterpart with the reception of CDW of the city hall without associated cost has, according to the MARR initially foreseen, attractiveness up to just over 25%. However, assuming the risks of the investment, the 50% counterpart could also be accepted.

Although the new technology, introduced in Scenario 2, increase concrete concentration in the recycled aggregate, in this way improving its quality and allow to produce concrete of greater resistance to compression, economically the process becomes impracticable.

The use of new technologies, like air jigging, only will be possible after the recycled aggregate market is consolidated in Brazil. Thus, there may be greater demand for higher quality recycled aggregates for more noble uses.

### Reference

- Abdelhamid, M. S. (2014) Assessment of different construction and demolition waste management approaches. *HBRC Journal*, **10**(3) 317 – 326 doi: <https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2014.01.003>
- ABRELPE, Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste Companies. (2018) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017 (in portuguese). *Special edition of 15 years*. Brasil
- Ambrós, W. M., Sampaio, C. H., Cazacliu, B. G., Miltzarek, G. L., Miranda, L. R. (2017) Usage of air jigging for multi-component separation of construction and demolition waste. *Waste Management*, **60**, 75–83. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.029>
- Cazacliu, B., Sampaio, C. H., Miltzarek, G., Petter, C., Le Guen, L., Paranhos, R., Huchet, F., Kirchheim, A. P. (2014) The potential of using air jigging to sort recycled aggregates. *Journal of Cleaner Production*, **66**, 46–53. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.057>

- Chaves, A. C. Z. (2015) Viabilidade econômica de uma usina de reciclagem de resíduos da construção civil em Araçatuba, SP (in portuguese). Academic work, Federal University of Paraná, Brazil.
- Coronado, M., Dosal, E., Coz, A., Viguri, J. R., Andrés, A. (2011) Estimation of construction and demolition waste (C&DW) generation and multicriteria analysis of C&DW management alternatives: A case study in Spain. *Waste and Biomass Valorization*. **2**(2), 209-225. doi: <https://doi.org/10.1007/s12649-011-9064-8>
- Corrêa, B. C., Cursino, D., Silva, G. (2009) Viabilidade de Implantação de uma Usina de Reciclagem da Construção Civil na Cidade de São José dos Campos/SP (in portuguese). *XIII Latin American Meeting of Scientific Initiation and IX Latin American Meeting of Graduate Studies*. University of Vale do Paraíba.
- Dahlbo, H., Bachér, J., Lähntinen, K., Jouttijärvi, T., Suoheimo, P., Mattila, T., Sironen, S., Myllymaa, T., Saramäki, K. (2015) Construction and demolition waste management - A holistic evaluation of environmental performance. *Journal of Cleaner Production*. **107**, 333-341. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.073>
- Di Maria, A., Eyckmans, J., Van Acker, K. (2018) Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. *Waste Management*. **75**, 3-21. 10.1016/j.wasman.2018.01.028
- Doan, D. (2016) Modeling Construction and Demolition Waste Recycling Program in Bangkok: Benefit and Cost Analysis. *Journal of Construction Engineering and Management*. **142**(12). doi: 10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0001188
- Duran, X., Lenihan, H., O'Regan, B. (2006) A model for assessing the economic viability of construction and demolition waste recycling - The case of Ireland. *Resources, Conservation and Recycling*. **46**(3), 302-320. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.08.003>
- European Commission (2017). Resource Efficient Use of Mixed Wastes: Improving management of construction and demolition waste. *Final Report*. October 2017.
- Fonseca, T. D. S., Ribeiro Junior, L.U. (2018) Avaliação da Viabilidade de Implantação Técnica e Econômica da uma Usina de Reciclagem de Resíduos Sólidos da Construção Civil em Itajubá-MG (in portuguese). *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **7**(1), 133-144.
- Galan, B., Dosal, E., Andrés, A., Viguri, J. (2013) Optimisation of the construction and demolition waste management facilities location in Cantabria (Spain) under economical and environmental criteria. *Waste and Biomass Valorization*. **4**(4), 797-808. doi: <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9196-0>
- Gomes, A. P. W., Fioravante, A. S. A., Gomes, A. P. (2015) Análise de viabilidade econômica da implantação de uma usina de reciclagem de resíduos de construção civil em Viçosa-MG (in portuguese). Seminar: Strategic Management. Ponta Grossa/PR, Brazil.
- Hackenhaar, I. C., Waskow, R. P., Tubino, R. M. C., Passuello, A. (2019) Life Cycle Assessment applied to Construction and demolition waste treatment: scenario analysis based on Ecoinvent® background database. In Sustainable Built Environmental D-A-CH Conference. 11-14 September, 2019. Austria.
- Huang, W., Lin, D., Chang, N., Lin, K. (2002) Recycling of construction and demolition waste via a mechanical sorting process. *Resources, Conservation and Recycling* **37**, 23-37. doi: [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(02\)00053-8](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00053-8)
- Jadovski, I., Masuero, A.B. (2004) Estudo dos custos de implantação, operação, e manutenção de usinas de reciclagem de resíduos de construção e demolição. Brazilian Congress on Waste Science and Technology and Sustainable Development (ICTR 2004). Florianópolis/SC, Brazil.
- Kuhn, C., Brum, E. M., Berticelli, R., Pandolfo, A., Pasquali, P.B. (2019) Análise de Viabilidade Econômica de uma Usina de Reciclagem de Resíduos da Construção Civil (In portuguese). *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*. **6**(2). 478-494.
- Mah, C. M., Fujiwara, T., Ho, C. S. (2018) Life cycle assessment and life cycle costing toward eco-efficiency concrete waste management in Malaysia. *Journal of Cleaner Production*. **172**, 3415 – 3427. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.200>

- Manfrinato, J. W. S., Esguícero, F. J., Martins, B. L. (2008) Implementation of Plant for Recycling of Civil Construction Waste (CDW) as an Action for Sustainable Development – Case Study. *XXVIII National Meeting of Production Engineering. The integration of productive chains with the sustainable manufacturing approach*. Rio de Janeiro/RJ, Brazil.
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M. A., Astrup, T. F. (2015) Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Management*. **36**, 343-355. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.033>
- Miranda, L. F. R., Angulo, S.C., Careli, E. D. (2009) A reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil: 1986-2008 (in portuguese). *Built Environment Magazine*. **9**(1), 57-71.
- Paiva, E. C. R., Silva, C.M. Bernardes, S. D. (2012) Economic Feasibility of a Bulk Recycling Department in Catalan -GO. *III Brazilian Congress of Environmental Management*. Goiânia/GO, Brazil.
- Oliveira Neto, R., Gastineau, P., Cazacliu, B. G., Le Guen, L., Paranhos, R. S., Petter, C. O. (2017). An economic analysis of the processing technologies in CDW recycling platforms. *Waste Management*. **60**, 277-289. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.011>
- Petter, R. A. (2015) The Technique of Economic Risk Analysis Applied to Different Investment Scenarios. Case Study: Mining of rare earth elements Recycling of tailings from demolition and civil construction. Thesis of Master Degree. Federal University of Rio Grande do Sul.
- Queheille, E., Taillandier, F., Saiyouri, N. (2019) Optimization of strategy planning for building deconstruction. *Automation in Construction*. **98**, 236-247. doi: <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.11.007>
- Sampaio, C. H., Cazacliu, B. G., Miltzarek, G. L., Huchet, F., Le Guen, L., Petter, C. O., Paranhos, R., Ambrós, W. M., Oliveira, M. L. S. (2016) Stratification in air jigs of concrete/brick/gypsum particles. *Construction and Building Materials*, **109**, 63–72. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.01.058>
- SINAPI, National System of Research of Costs and Indices of the Civil Construction. Access in: jun. 2019. Available in: <http://www.caixa.gov.br/poder-publico/apoio-poder-publico/sinapi/Paginas/default.aspx>
- Wang, J. Y., Touran, A., Christoforou, C., Fadlalla, H. (2004) A systems analysis tool for construction and demolition wastes management. *Waste Management*. **24**(10), 989-997. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.07.010>
- Zhao, W., Ren, H., Rotter, V. S. (2004) A system dynamics model for evaluating the alternative of type in construction and demolition waste recycling center - The case of Chongqing, China. *Resources, Conservation and Recycling*. **55**(11), 933-944. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.011>

# REVISTA AIDIS

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

## OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES INORGÂNICAS EM ÁGUAS DO BRASIL

\* Fernanda Bento Rosa Gomes<sup>1</sup>  
Renata de Oliveira Pereira<sup>1</sup>  
Samuel Rodrigues Castro<sup>1</sup>  
Emanuel Manfred Freire Brandt<sup>1</sup>

## OCCURRENCE OF INORGANIC CHEMICALS IN WATER BODIES OF BRAZIL

Recibido el 31 de julio de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

*In this work, the occurrence of inorganic chemicals in Brazilian surface and groundwater was evaluated by means of a literature review. In order to access the available knowledge associated with the risk of human exposure via water intake, the target chemicals were those found in Brazilian drinking water standards. Two approaches to descriptive statistics analysis of the literature data was used and compared: (i) the shifting of non-detected data by the half of their respective limits; (ii) the estimation of non-detected data based on distribution of quantified data. To verify the accuracy of extracting information from other countries to update Brazilian drinking water standard, the data from Brazilian studies were compared to the international occurrence. For chemicals that were found to be in disagreement with Brazilian normative, possible adverse effects on human health were assessed. In addition, statistically significant differences between the occurrence of the chemicals in surface and groundwater sources at 95% confidence level were evaluated. Similar ranges of occurrence were found between Brazil and other countries. However, for some chemicals the average Brazilian concentrations could be bigger than international one. In some cases, the method of estimating non-detected data based on their distributions resulted in slightly higher percentiles, differing by no more than 0.03 mg.L<sup>-1</sup>. Cadmium and lead presented a number of samples of surface water in high concentrations.*

**Keywords:** drinking water standard, groundwater, health, surface water.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora. Rua José Lourenço Kelmer, s/n – Martelos, Juiz de Fora, Minas Gerais. 36036-330. Brasil. Email: [fernanda.bento@engenharia.ufjf.br](mailto:fernanda.bento@engenharia.ufjf.br)



## Resumo

Por meio de uma revisão da literatura, buscou-se avaliar a ocorrência de espécies químicas inorgânicas contidas no padrão de potabilidade brasileiro em águas superficiais e subterrâneas do Brasil. A principal motivação deste trabalho foi a avaliação do conhecimento disponível associado ao perigo da exposição humana via consumo de água. Foram utilizadas e comparadas duas abordagens para a obtenção das estatísticas descritivas dos dados encontrados na literatura: (i) a substituição dos dados censurados por metade dos seus respectivos limites; e (ii) a estimativa dos dados censurados com base nas distribuições dos dados quantificados. Com intuito de verificar a necessidade de cuidado ao extrair informações de outros países para a atualização do padrão de potabilidade brasileiro, os dados obtidos para os mananciais do Brasil foram comparados aos dados de ocorrência internacional. Para as substâncias que se apresentaram em desacordo com os padrões normativos, se avaliou possíveis efeitos nocivos à saúde humana. Além disso, foram avaliadas diferenças estatisticamente significativas entre a ocorrência das substâncias nos mananciais superficiais e subterrâneos, a 95% de confiança. Foram constatadas faixas de ocorrência similares entre o Brasil e os demais países utilizados como base neste estudo. Contudo, para algumas espécies químicas, a concentração média brasileira demonstrou potencial de superar a internacional. Em alguns casos, a utilização do método de estimativa dos dados censurados com base nas distribuições resultou em percentis sutilmente maiores, diferindo em, no máximo, 0.03 mg.L<sup>-1</sup>. Cádmio e chumbo apresentaram quantitativo considerável de amostras em concentrações elevadas em águas superficiais.

**Palavras chave:** padrão de potabilidade, águas subterrâneas, saúde, águas superficiais.

## Introdução

Durante décadas, a importância da água para a saúde e o desenvolvimento humano tem guiado diversas políticas e fóruns mundiais. A relação entre água, saúde e desenvolvimento é tão evidente que, em 2015, as Nações Unidas incluíram metas e indicadores de água potável nos objetivos de Desenvolvimento Sustentável (WHO, 2017). No Brasil, as ações de vigilância da qualidade da água para consumo humano manifestaram-se somente em 1977 com o advento da Portaria 56 do Ministério da Saúde (MS), quando foi estabelecido o primeiro padrão de potabilidade definindo os limites máximos para as diversas características físicas, químicas e biológicas da água potável (36 parâmetros no total). Desde então, os padrões de qualidade da água para consumo humano vêm sofrendo alterações de forma a garantir a potabilidade da água em consonância com o avanço das técnicas analíticas, desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de água, produção de novos compostos, avanço do conhecimento científico acerca da toxicidade das substâncias e aumento da poluição dos recursos hídricos (Heller e Pádua, 2006). Resultado da quarta revisão brasileira do padrão de qualidade da água para consumo humano, o Anexo XX da Portaria de Consolidação (PC) MS 05/2017 (Origem Portaria 2.914/2011) está vigente atualmente no Brasil.

Dentre os diversos parâmetros abarcados pela PC MS 05/2017 (microbiológico, turbidez, inorgânicos, orgânicos, agrotóxicos, subprodutos da desinfecção, estéticos ou organolépticos), destacam-se 14 espécies químicas inorgânicas (substâncias inorgânicas) listadas como padrão de

potabilidade (quando o valor que oferece risco à saúde é inferior ao limiar de percepção sensorial, caso exista) e 8 espécies químicas inorgânicas listadas como padrão organoléptico de potabilidade (limiar de percepção sensorial é inferior ao valor que oferece risco à saúde). Assim sendo, no escopo desse artigo, são abordadas as substâncias inorgânicas.

Diversos países e organizações são referências mundiais no estabelecimento de valores norteadores para a potabilidade da água (WHO, 2017; USEPA, 2018; NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; Ministry of Health, 2018). Essas agências utilizam diferentes abordagens ao determinarem/revisarem os valores de referência de risco à saúde ou os valores máximos permitidos (VMPs) para as substâncias inorgânicas, como o uso de diferentes estudos toxicológicos ou epidemiológicos e a consideração de diferentes níveis de exposição da população. Dessa forma, no estabelecimento/revisão de VMPs brasileiros, os valores norteadores internacionais devem ser considerados com cautela, tendo em vista a natureza determinística dos estudos sobre a toxicidade das espécies químicas inorgânicas e, adicionalmente, as diferenças entre os níveis de exposição da população brasileira quando comparados aos níveis de exposição observados em outros países. Nesse viés, a justificativa desta pesquisa reside na necessidade de consolidação de dados da literatura sobre a ocorrência das espécies químicas inorgânicas em mananciais de abastecimento de água para consumo humano no Brasil, fornecendo subsídios para o estabelecimento do nível de exposição da população brasileira a esses químicos.

Deste modo, o objetivo deste estudo foi realizar uma revisão da literatura para avaliar a ocorrência de espécies químicas inorgânicas nos mananciais de abastecimento brasileiros comparativamente à ocorrência em outros países. Adicionalmente, a revisão teve como propósito avaliar possíveis diferenças significativas entre a ocorrência de cada espécie nos mananciais superficiais e subterrâneos, bem como comparar o uso de duas abordagens metodológicas para a obtenção das estatísticas descritivas dos dados encontrados na literatura.

### **Materiais e métodos**

Este estudo se baseou em uma revisão bibliográfica feita por meio das bases de busca *Scielo*, *ScienceDirect*, *Scopus* e *SpringerLink*, na qual foram selecionados 49 artigos publicados entre 2002 e 2018. Nessas publicações foram obtidos dados de monitoramento de mananciais superficiais e subterrâneos no período de 1996 a 2015, contemplando 23 espécies químicas inorgânicas constadas na PC MS 05/2017 (padrão de potabilidade e padrão organoléptico de potabilidade), sendo: antimônio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cianeto, cobre, cromo, fluoreto, mercúrio, níquel, nitrato, nitrito, selênio, urânio, alumínio, amônia, cloreto, ferro, manganês, sódio, sulfato e zinco. Além disso, foram pesquisados dados de ocorrência de 7 espécies químicas não listadas na atual portaria, mas que são objeto de regulamentação em no mínimo três agências

internacionais e/ou apresentam risco à saúde, sendo elas: asbesto, berílio, boro, iodeto, molibdênio, prata e tálio.

Aos resultados analíticos quantificados obtidos nos estudos consultados, procedeu-se a avaliação da normalidade das distribuições pelos testes  $\chi^2$  e Shapiro-Wilk, sendo evidenciada a não-normalidade, resultado comum a dados ambientais. Em seguida, expurgou-se os *outliers* através do teste de Tukey. Em uma avaliação comparativa não-paramétrica, aplicou-se o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para verificação de diferenças significativas na ocorrência de cada espécie química entre os mananciais superficiais e subterrâneos, por meio do *software* TIBCO Statistica™ 13.3.0, com significância de 5%. Para isso, utilizou-se a distribuição dos dados quantificados e censurados (abaixo dos limites analíticos de detecção e quantificação, LDs e LQs, respectivamente). Dessa forma, atribuiu-se o valor do LD do método analítico empregado aos dados censurados reportados como abaixo do LD e, similarmente, o valor do LQ do método analítico aos dados reportados como menores que o LQ. Posteriormente, foram feitas análises descritiva e gráfica de todos os dados, para as quais foram aplicadas duas metodologias para tratamento dos dados censurados. Em todas as análises, quando não houve a especificação dos valores de LD e LQ nos estudos encontrados na literatura, foram utilizados os LDs e LQs validados pela USEPA (USEPA, 1983; USEPA, 1994; USEPA, 1996) e pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

#### Metodologia 1: Substituição de dados censurados por metade do seu limite

Nessa primeira abordagem metodológica, utilizou-se o método de substituição, comumente empregado em estudos ambientais com dados censurados. Nesse método são atribuídos valores constantes aos dados censurados, sendo usual o emprego de metade dos seus respectivos LDs e LQs (Sanford *et al.*, 1993; Sabino *et al.*, 2014). Dessa forma, os dados reportados como menores que o LD foram substituídos por metade do valor do LD especificado no estudo original ou obtido na literatura pela validação de métodos analíticos (USEPA, 1983; USEPA, 1994; USEPA, 1996; APHA, 2017). Procedeu-se de forma similar aos dados não quantificados (menores que o LQ), sendo feita, nesse caso, a substituição por metade do valor do LQ. Após o tratamento dado, foram gerados gráficos do tipo box plot.

#### Metodologia 2: Estimativa dos dados censurados com base na distribuição dos dados quantificados

Em uma segunda abordagem, para a obtenção das estatísticas descritivas empregou-se o método não-paramétrico de Kaplan-Meier, que se baseia na estimativa dos dados censurados a partir da função de distribuição dos dados quantificados. Nesse caso, o dado censurado é estimado no intervalo entre zero e o valor do LD (ou LQ) especificado (Kaplan e Meier, 1958; Singh *et al.*, 2006). Para isso, foi utilizado o pacote estatístico ProUCL 5.1 da USEPA.

### Análises comparativas

Os percentis gerados pela metodologia 1 e 2 foram então comparados. Para a comparação entre a ocorrência das espécies químicas nas águas brasileiras e a ocorrência reportada em outros países, foram calculados os Limites Superiores de Confiança (LSC). O cálculo dos LSCs foi feito por meio de estimadores de Kaplan-Meier e seguindo o método recomendado pelo próprio ProUCL para cada tipo de distribuição. O LSC traduz o valor máximo a ser atribuído pela concentração média, a uma probabilidade de 95% de ocorrência de valores médios iguais ou inferiores a ele. Na análise comparativa com outros países, foram utilizados os dados de ocorrência e VMPs reportados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2018), pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017), pelo Conselho Nacional de Saúde e Pesquisa Médica e Conselho Ministerial para Gerenciamento de Recursos Naturais do Governo Australiano (NHMRC/NRMMC, 2018) e pelos ministérios de saúde do Canadá (Health Canada, 2017) e da Nova Zelândia (Ministry of Health, 2018).

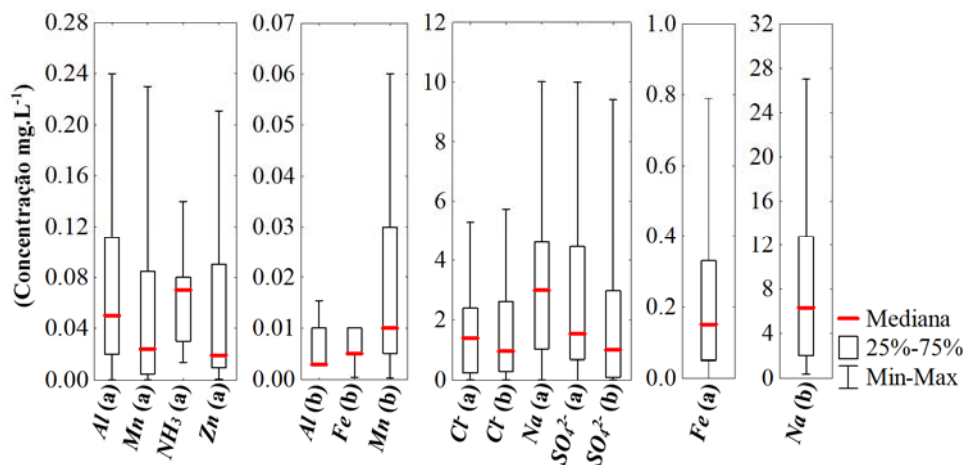
Por fim, procedeu-se com uma avaliação da conformidade dos dados obtidos em relação aos padrões brasileiros de qualidade das águas superficiais e subterrâneas constados nas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) do Brasil, bem como ao padrão brasileiro de potabilidade da água para consumo humano (PC MS 05/2017). No caso dos mananciais superficiais, por meio da Resolução 357/2005 o CONAMA estabelece padrão de qualidade de acordo com o enquadramento do corpo hídrico. Neste estudo adotou-se o padrão de qualidade da água para rios de água doce classe 2, cuja água pode ser destinada ao consumo humano após tratamento convencional (Brasil, 2005). Para os mananciais subterrâneos, o CONAMA dispõe da Resolução 396/2008, a qual estabelece o padrão de qualidade da água considerando os usos preponderantes da água, independentemente da classe. Nesse caso, foram adotados os limites atribuídos às águas destinadas ao consumo humano (Brasil, 2008).

### **Resultados e discussão**

#### Espécies químicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água

A Figura 1 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão organoléptico de potabilidade nos mananciais superficiais e subterrâneos. No caso dos mananciais subterrâneos, foram reunidos menos de cinco dados para a amônia e para o zinco e, portanto, não foram representados na Figura 1.

Conforme pode ser apreendido na Figura 1, as concentrações medianas e os valores máximos das espécies químicas nos mananciais superficiais em geral superam as concentrações nos mananciais subterrâneos, exceto no caso do sódio (mediana) e no caso do cloreto e sódio (valor máximo). No caso do alumínio, do ferro, do sódio e do sulfato, foram observadas diferenças estatísticas significativas em relação ao tipo de manancial, com confiança de 95%.



**Figura 1.** Ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro organoléptico de potabilidade. (a) mananciais superficiais (b) mananciais subterrâneos.

*OBS:* para representação gráfica, os dados censurados foram substituídos por metade dos seus respectivos limites de detecção e quantificação analíticos.

Os percentis obtidos com a substituição dos dados censurados por metade dos valores dos LQs e LDs (Figura 1) se assemelharam aos calculados pela estimativa feita através das distribuições dos dados no *software* ProUCL (Tabela 1). Contudo, em alguns casos, a metodologia aplicada no ProUCL resultou em percentis mais elevados, produzindo diferenças de 0.001 mg.L<sup>-1</sup> a 0.01 mg.L<sup>-1</sup> entre as medianas de ferro, sulfato e zinco (mananciais superficiais); alumínio e ferro (mananciais subterrâneos). Para o percentil 75%, apenas os dados de manganês em águas superficiais divergiram em 0.017 mg.L<sup>-1</sup>.

Verificou-se que o zinco excedeu o limite estabelecido pelo padrão brasileiro de qualidade da água para mananciais superficiais (0.18 mg.L<sup>-1</sup>) (Brasil, 2005) em 12.2% dos dados. Sousa *et al.* (2017), Souza *et al.* (2016) e Horbe e Oliveira (2008) reportaram concentrações acima desse padrão nos estados do Piauí, Goiás e Amazonas. A ocorrência de zinco na natureza se dá tanto por ação antrópica como de forma natural, principalmente sob a forma de sulfeto de zinco, podendo ser encontrado em rochas calcárias e outras formações sedimentares, ou na forma de silicato em rochas de origem metamórfica (MHE, 2019).

No Brasil, a ocorrência de alumínio em mananciais superficiais, considerando os percentis de 75% e 95%, foi de 0.11 mg.L<sup>-1</sup> e 0.21 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 1). Ainda nessa matriz, foram observadas concentrações de alumínio, ferro e manganês em desacordo com as legislações do Brasil (0.1 mg.L<sup>-1</sup>, 0.2 mg.L<sup>-1</sup> e 0,1 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente) (Brasil, 2005; Brasil, 2008).

**Tabela 1.** Estatística descritiva e limites superiores de confiança das espécies químicas inorgânicas do padrão organoléptico de potabilidade.

Espécie (tipo de manancial)	N (-)	Cens. (%)	Mediana	Média	Mínimo	Máximo (mg.L <sup>-1</sup> )	Perc. 75%	Perc. 95%	Perc. 99%	LSC
Al (a)	141	15.6	0.05	0.07	0.00004	0.24	0.11	0.21	0.24	0.08
Al (b)	29	72.4	0.01	0.01	0.006	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
NH <sub>3</sub> (a)	76	4.0	0.07	0.06	0.014	0.14	0.08	0.12	0.13	0.08
Cl <sup>-</sup> (a)	97	14.4	1.40	1.62	0.05	5.30	2.40	4.45	5.01	2.26
Cl <sup>-</sup> (b)	36	13.9	0.96	1.61	0.05	5.74	2.59	5.02	5.66	2.21
Fe (a)	153	3.3	0.16	0.22	0.001	0.79	0.33	0.66	0.78	0.26
Fe (b)	33	51.5	0.01	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Mn (a)	158	21.5	0.02	0.05	0.0002	0.23	0.10	0.20	0.22	0.07
Mn (b)	47	36.2	0.01	0.02	0.0007	0.06	0.03	0.05	0.06	0.03
Na (a)	150	0	3.00	3.14	0.02	10.01	4.61	7.80	9.85	4.00
Na (b)	41	0	6.30	8.55	0.4	27	12.80	22.9	25.9	11.3
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (a)	111	14.4	1.55	2.59	0.01	10	4.43	7.15	9.90	3.05
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (b)	39	10.3	1.00	2.09	0.05	9.4	2.8	8.1	9.2	3.1
Zn (a)	164	36.6	0.02	0.04	0.001	0.21	0.09	0.20	0.20	0.06

*OBS<sub>1</sub>*: os dados censurados foram estimados (incluídos) no tratamento estatístico com base na distribuição dos dados quantificados – ProUCL; *OBS<sub>2</sub>*: As espécies em negrito indicam diferença significativa entre a ocorrência em mananciais superficiais e subterrâneos a 95% de confiança; *N*: número de dados; *Cens*: censurados; *Perc*: percentil; *LSC*: limite superior de confiança; (a): manancial superficial; (b) manancial subterrâneo.

Dentre os estudos realizados em diversas unidades federativas do Brasil (Amazonas, Bahia, Distrito Federal, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul e São Paulo), somente Galhardi e Bonotto (2017) e Machado *et al.* (2017) (estados do Paraná e São Paulo, respectivamente) não relataram concentrações de alumínio acima do padrão brasileiro de qualidade da água para mananciais superficiais (Yabuki *et al.*, 2014; Crémazy *et al.*, 2016; Klumpp *et al.*, 2002; Franz *et al.*, 2014; Morais *et al.*, 2016; Leite *et al.*, 2010; Jordão *et al.*, 2007; Galhardi e Bonotto, 2017; Oliveira *et al.*, 2014; Sousa *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2008; Menezes *et al.*, 2009; Gurgel *et al.*, 2016; Egito *et al.*, 2010; Kochhann *et al.*, 2013; Scalón *et al.*, 2013; Scalón *et al.*, 2010; Blume *et al.*, 2010; Porto e Ethur, 2009; Dalzochio *et al.*, 2017; Machado *et al.*, 2017). Resultados de alumínio acima de 0.2 mg.L<sup>-1</sup> foram reportados nos estados Amazonas, Minas Gerais, Piauí, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (Yabuki *et al.*, 2014; Crémazy *et al.*, 2016; Leite *et al.*, 2010; Sousa *et al.*, 2017; Menezes *et al.*, 2009; Blume *et al.*, 2010). Para águas subterrâneas, a realidade foi distinta, visto que o percentil de 99% foi igual a 0.01 mg.L<sup>-1</sup>, sendo o padrão para consumo humano em águas subterrâneas igual a 0.2 mg.L<sup>-1</sup> (Brasil, 2008) (Tabela 1). Estudos apontam que a exposição a elevadas doses de alumínio pode

contribuir para o desenvolvimento de doenças neurodegenerativas (Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018), além de anemia microcítica e osteomalacia (Chan *et al.*, 1990; Chang, 1996; Bingham *et al.*, 2001). Os VMPs recomendados pelas principais agências internacionais são baseadas em questões operacionais, já que a espécie química é comumente utilizada como coagulante em estações de tratamento de água, e em sua natureza organoléptica, pela observação de alterações estéticas na água (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018). A presença de alumínio em mananciais pode se dar de forma natural por meio de lixiviados de solos e rochas com silicatos, óxidos e hidróxidos de alumínio (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018).

Considerando os percentis de 75% e 95%, a ocorrência de ferro em mananciais superficiais brasileiros foi de 0.33 mg.L<sup>-1</sup> e 0.66 mg.L<sup>-1</sup> para, (Tabela 1) valores inferiores quando comparados às concentrações máximas de 10 mg.L<sup>-1</sup> e 50 mg.L<sup>-1</sup> reportadas internacionalmente (Tabela 2). Ainda assim, do ponto de vista da legislação brasileira, percebe-se percentuais elevados de ferro em desconformidade (23.7%) em águas superficiais, visto que o valor máximo reportado em águas subterrâneas foi de 0.01 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 1) e o VMP das legislações de águas superficiais e subterrâneas no Brasil é de 0.3 mg.L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005; BRASIL, 2008). Os VMPs de ferro em águas potáveis estipulados por agências internacionais abordadas nesse estudo são baseados em suas características organolépticas e o único limite estabelecido que difere do adotado no Brasil foi encontrado na Nova Zelândia (0.2 mg.L<sup>-1</sup>) (Ministry of Health, 2018).

No caso do manganês, tendo em vista os percentis de 75% e 95%, a concentração em mananciais superficiais variou de 0.1 mg.L<sup>-1</sup> a 0.2 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 1). Esses valores são próximos aos encontrados nos mananciais superficiais do Canadá e EUA (Tabela 2). Com relação a legislação brasileira, o manganês também apresenta desconformidade em 13.7% dos dados em águas superficiais (Figura 2). Com base na avaliação de risco à saúde associado a sua ingestão de manganês, as agências internacionais declaram VMPs para água de consumo humano entre 0.4 e 0.5 mg.L<sup>-1</sup> (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018), no entanto, consideram que mesmo concentrações muito inferiores, como 0.02 mg.L<sup>-1</sup>, podem ser percebidas pelos sentidos humanos (Health Canada, 2017). Devido a isso, Health Canada (2017), USEPA (2018) e Ministry of Health (2018) adotam de 0.04 a 0.05 mg.L<sup>-1</sup> em seus padrões organolépticos de potabilidade, considerando as dificuldades técnicas na remoção do mesmo nas estações de tratamento de água (Health Canada, 2017). Efeitos adversos à saúde devido à ingestão de ferro e manganês podem ser observados apenas em doses muito elevadas, uma vez que essas espécies químicas são essenciais ao organismo humano, sendo os seus limiares da percepção humana na água muito inferiores às doses associadas a riscos à saúde humana (WHO, 2017). Tanto o ferro quanto o manganês podem ocorrer nos mananciais de água devido a processos de intemperismo, drenagem ácida de mina, lixiviação de aterros e pelo lançamento de efluentes (Health Canada, 2017). A composição dos solos é um fator importante na ocorrência

de espécies inorgânicas nos mananciais. No Brasil, a superfície terrestre é majoritariamente constituída por latossolos (27% de todo o território), esse tipo de solo é rico em óxidos de ferro, o que contribui substancialmente para a presença do metal nas águas (Embrapa, 2019). A Tabela 2 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água, reportadas pelas principais agências internacionais.

**Tabela 2.** Faixas de ocorrência e médias reportadas pelas principais agências internacionais para as espécies químicas inorgânicas abordadas no padrão brasileiro organoléptico de potabilidade da água em águas superficiais (a) e subterrâneas (b).

	NHMRC/ NRMCMC (Austrália)		Health Canada		USEPA (EUA)		WHO (OMS)	
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média
	(mg.L <sup>-1</sup> )							
Al (a)	0.014-1.2	-	0.012-2.25	-	<0.001-2.76	<0.074	-	-
Al (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (a)	-	-	<6	-	<0.001-16	-	<0.2	-
Cl <sup>-</sup> (a)	-	-	<10	-	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup> (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe (a)	-	-	<10	-	-	-	0.5-50	-
Fe (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn (a)	-	-	0.01-0.40	-	<0.0003-3.23	<0.059	-	-
Mn (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Na (a)	-	-	<1-305	-	-	-	-	-
Na (b)	-	-	6-130	-	-	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (a)	-	-	5-30	-	-	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn (a)	-	-	-	0.01	<0.002-1.2	<0.05	<0.01	-

NHMRC/NRMCMC (2018), Health Canada (2017), USEPA (2018) e WHO (2017).

Contraopondo os resultados apresentados na Figura 1 com os dados apresentados na Tabela 2, para as espécies químicas em questão nos mananciais superficiais, tem-se que no Brasil as faixas de ocorrência apresentaram-se similares a de outros países. Porém, ao se analisar os LSCs (Tabela 1), há disparidade em relação às concentrações médias. Segundo a USEPA (2018), alumínio, manganês e zinco ocorrem em concentrações médias inferiores à 0.074 mg.L<sup>-1</sup>, 0.059 mg.L<sup>-1</sup> e 0.050 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Contudo, os LSCs calculados para os mananciais brasileiros indicam que tais espécies químicas podem possuir médias de até 0.08 mg.L<sup>-1</sup>, 0.07 mg.L<sup>-1</sup> e 0.06 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, considerando uma probabilidade de 95%. No caso do zinco, a concentração média no Brasil também foi superior à reportada pela agência canadense



(0.04 mg.L<sup>-1</sup> no Brasil e 0.01 mg.L<sup>-1</sup> no Canadá) (Figura 1 e Tabela 2). Em relação à elevada ocorrência brasileira para essas espécies químicas, é importante destacar que, no Brasil, encontra-se a quinta maior reserva de bauxita, cujo alumínio é o principal procedente, além da segunda maior produção de manganês mundial. EUA e Canadá têm reservas de zinco superiores às do Brasil, que possui a décima maior produção no mundo (IBRAM, 2011). Processos erosivos e a atividade mineradora contribuem consideravelmente para a ocorrência desses metais nos mananciais, principalmente se não há o controle da contaminação nos processos de extração (Muniz e Oliveira-Filho, 2006).

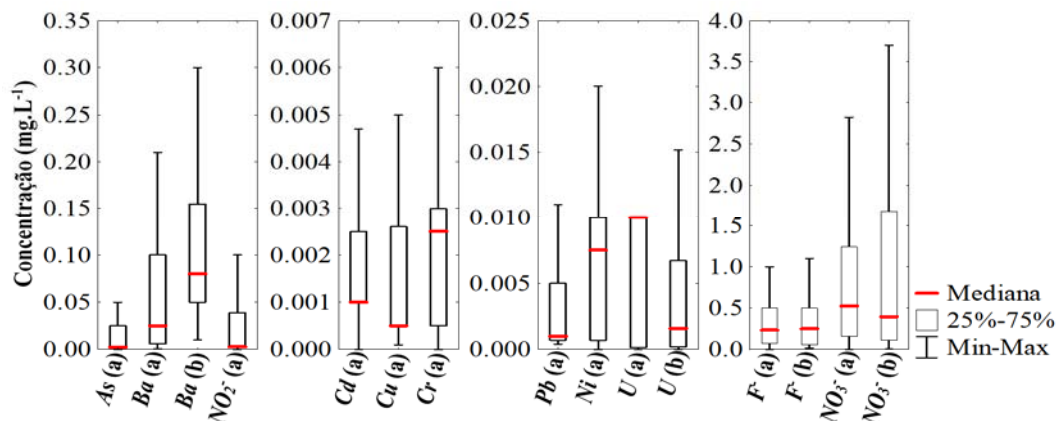
#### Espécies químicas abordadas no padrão brasileiro de potabilidade da água

A Figura 2 mostra a ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro de potabilidade nos mananciais superficiais e subterrâneos. Das 14 espécies avaliadas, apenas bário, fluoreto, nitrato e urânio apresentaram mais de 5 dados quantificados em águas subterrâneas e/ou foram citados em mais de um artigo (as demais não foram representadas na Figura 2). Foram reportados apenas um dado quantificado para arsênio (0.03 mg.L<sup>-1</sup>), nenhum dado quantificado para cádmio (LD = 0.0005 mg.L<sup>-1</sup>), quatro dados quantificados para chumbo (entre 0.0125 e 0.026 mg.L<sup>-1</sup>), um dado quantificado para cobre (0.0072 mg.L<sup>-1</sup>), nenhum dado acima do LD para cromo (0.0001 mg.L<sup>-1</sup>), dois dados quantificados para nitrito (0.06 e 2.25 mg.L<sup>-1</sup>) e três dados quantificados para níquel, com faixa de 0.0171 a 0.0413 mg.L<sup>-1</sup> (Menezes *et al.*, 2009; Engelmann *et al.*, 2017; Crémazy *et al.*, 2016).

Nos estudos avaliados, antimônio, cianeto, mercúrio e selênio apresentaram menos de 5 dados quantificados em águas superficiais e, por isso, não foram representados na Figura 2. Para o cianeto foram encontradas concentrações médias entre 0.007 e 0.016 mg.L<sup>-1</sup> (Porto e Ethur, 2009). No caso do mercúrio, os dados estiveram majoritariamente abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos, com faixa de ocorrência de 0.00012 a 0.00024 mg.L<sup>-1</sup> (Machado *et al.*, 2017; Egito *et al.*, 2010; Kochhann *et al.*, 2013). Concentrações de selênio nos mananciais superficiais estiveram na faixa de 0.00009 a 0.00049 mg.L<sup>-1</sup> (Kochhann *et al.*, 2013).

Considerando todas as espécies químicas alvo deste estudo, o fluoreto foi a que demonstrou maior similaridade no comportamento em mananciais superficiais e subterrâneos, avaliando-se os valores medianos, máximos e percentis. Além disso, concentrações expressivas de bário foram encontradas em águas subterrâneas, em torno de 0,08 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que urânio e nitrato apresentaram medianas superiores em mananciais superficiais e maiores concentrações máximas em mananciais subterrâneos (Figura 2).

Por meio do teste de comparação de medianas (Wilcoxon-Mann-Whitney), constatou-se diferença significativa para bário e urânio em relação à ocorrência por tipo de manancial (Tabela 3) a 95% de confiança.



**Figura 2.** Ocorrência das espécies químicas inorgânicas do padrão brasileiro de potabilidade. (a) mananciais superficiais (b) mananciais subterrâneos.

*OBS:* os dados censurados foram substituídos por metade dos seus respectivos limites de detecção e quantificação analíticos.

**Tabela 3.** Estatística descritiva e limites superiores de confiança das espécies químicas do padrão de potabilidade

Espécie (tipo de manancial)	N (-)	Cens. (%)	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Mínimo (mg.L <sup>-1</sup> )	Máximo (mg.L <sup>-1</sup> )	Perc. 75%	Perc. 95%	Perc. 99%	LSC
As (a)	82	79.3	0.005	0.004	0.0002	0.05	0.05	0.05	0.05	0.01
Ba (a)	54	0	0.03	0.05	0.0005	0.2	0.1	0.2	0.2	0.09
Ba (b)	36	2.8	0.1	0.1	0.01	0.3	0.2	0.3	0.3	0.13
Cd (a)	148	87.8	0.002	0.0005	0.00001	0.005	0.005	0.005	0.005	0.0006
Pb (a)	137	73.7	0.002	0.002	0.0004	0.02	0.01	0.02	0.02	0.002
Cu (a)	166	69.9	0.001	0.001	0.0001	0.01	0.003	0.01	0.01	0.001
Cr (a)	141	78.7	0.005	0.001	0.00001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.002
F (a)	66	18.2	0.2	0.3	0.005	1.0	0.5	0.7	1.0	0.34
F (b)	77	5.2	0.3	0.3	0.02	1.1	0.5	0.9	1.1	0.528
Ni (a)	108	69.4	0.015	0.003	0.000003	0.025	0.020	0.020	0.025	0.004
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (a)	182	9.9	0.5	0.8	0.002	2.8	1.2	2.5	2.8	1.0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (b)	62	11.3	0.4	0.9	0.01	3.7	1.7	3.2	3.7	1.2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (a)	86	50.0	0.005	0.02	0.0001	0.10	0.04	0.09	0.10	0.03
U (a)	21	52.4	0.01	0.0002	0.00002	0.01	0.01	0.01	0.01	0.0003
U (b)	228	1.3	0.002	0.004	0.000001	0.02	0.01	0.01	0.01	0.005

*OBS<sub>1</sub>:* os dados censurados foram estimados (incluídos) no tratamento estatístico com base na distribuição dos dados quantificados; *OBS<sub>2</sub>:* As espécies em negrito apresentam diferença significativa entre a ocorrência em mananciais superficiais e subterrâneos; *N:* número de dados; *Cens:* censurados; *Perc:* percentil; *LSC:* limite superior de confiança; (a): manancial superficial; (b) manancial subterrâneo.

Analisando-se as duas metodologias utilizadas para tratamento dos dados censurados, percebeu-se que para o caso das substâncias do padrão de potabilidade também houve semelhança entre os dados obtidos tanto pelo método feito no ProUCL quanto pela utilização de metade dos valores de LD e LQ dos métodos analíticos, destacando-se os seguintes aspectos:

- As medianas estimadas por meio das duas metodologias coincidiram para os dados de bário, fluoreto e nitrato em mananciais superficiais e subterrâneos e para urânio em águas superficiais;
- O níquel foi a espécie química cuja mediana apresentou maior disparidade, sendo que a mediana obtida pela técnica do ProUCL foi superior em  $0.0075 \text{ mg.L}^{-1}$ ;
- Considerando o percentil 25%, a maior discrepância foi de  $0.03 \text{ mg.L}^{-1}$ , para os dados de nitrato em mananciais subterrâneos;
- No caso do percentil 25%, os dados se igualaram para bário e urânio em ambos os mananciais e para chumbo e nitrato nos mananciais superficiais;
- Para o percentil 75%, bário, fluoreto e nitrato (ambos os mananciais), nitrito (mananciais superficiais) e urânio (mananciais subterrâneos) apresentaram resultados idênticos;
- A maior diferença identificada nos percentis 75% obtidos por meio das duas metodologias foi identificada para os dados de arsênio em mananciais superficiais ( $0.025 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

Enfatiza-se ainda que quando houve diferenças entre os resultados obtidos por ambas as metodologias, a do ProUCL estimou concentrações pouco maiores, em torno de  $0,10$  a  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Em relação à conformidade dos dados encontrados na literatura com os padrões normativos brasileiros, o cádmio excedeu o padrão brasileiro de qualidade das águas superficiais ( $0.001 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em mais de 80% dos dados (Brasil, 2005). Concentrações acima do padrão brasileiro de qualidade das águas superficiais foram reportadas em todos os estados considerados nesta pesquisa. O padrão de potabilidade brasileiro estipula um VMP de  $0.005 \text{ mg.L}^{-1}$  para o cádmio em águas potáveis, já a OMS, Austrália e Nova Zelândia adotam valores mais restritivos, de  $0.003 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $0.002 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0.004 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente, com base na característica de acumulação do elemento no organismo humano (WHO, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018).

Da mesma maneira, cobre apresentou dados em desacordo com o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais ( $0.009 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e para o urânio foram observados dados acima do padrão de qualidade da água em mananciais subterrâneos ( $0.015 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (Brasil, 2005; Brasil, 2008). O dado referente ao urânio que ultrapassou o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais subterrâneos foi encontrado em águas subterrâneas do estado da Bahia, próximo a uma mina de urânio (Carvalho *et al.*, 2005). Apesar de ser essencial ao organismo humano, em

doses elevadas, o cobre pode ser tóxico ao fígado, cérebro e músculos, chegando a ser letal (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017). Já a ingestão de urânio é associada à toxicidade renal, problemas reprodutivos e alterações no desenvolvimento (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; WHO, 2017). A ocorrência tanto do cobre quanto do urânio em mananciais pode se dar devido a processos erosivos ou atividade antrópica, como a extração mineral (USEPA, 2018).

Concentrações de arsênio em desacordo com a legislação brasileira foram observadas em 46.3% das amostras dos estudos considerados nesta revisão (Brasil, 2005). A espécie química é classificada pela IARC (*International Agency for Research on Cancer*) como carcinogênica para humanos, sendo incluída no Grupo 1 (IARC, 2017). Dentre os estados avaliados nesta revisão (amostras coletadas nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul), foram observadas concentrações de arsênio acima do padrão brasileiro de qualidade da água em Minas Gerais e Rio de Janeiro, sendo apenas um dado proveniente do Rio de Janeiro (Menezes *et al.*, 2009) e o restante de Minas Gerais (Leite *et al.*, 2010; Borba *et al.*, 2002). Nesse último caso, os dados foram coletados no quadrilátero ferrífero, região com grande atividade de mineração. A alta concentração de arsênio no estado de Minas Gerais pode ser atribuída à mineração de ouro, uma vez que arsenopirita é a composição mais comum das minas de ouro no Brasil (Borba *et al.*, 2004).

Os efeitos da ingestão da água contaminada por arsênio incluem mudanças na pele, como hiperpigmentação e queratoses, alterações gastrointestinais, neuropatia periférica, distúrbios cardiovasculares, imunológicos e reprodutivos, bem como aumento no risco de mortalidade por diabetes (Hindmarsh *et al.*, 1977; Tseng, 1977; Cebrian *et al.*, 1983; Southwick *et al.*, 1983; USEPA, 1988; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018). Assim como o Brasil, baseadas nos riscos à saúde humana e nas limitações técnicas para detecção e remoção do arsênio das águas, todas as agências internacionais consideradas nesta revisão adotam VMP igual a  $0.01 \text{ mg.L}^{-1}$  para o arsênio em água de consumo humano (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018).

Em relação ao chumbo, constatou-se elevado número de *outliers* (31,5%) no tratamento dos dados, incluindo concentrações de  $0.100 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $0.689 \text{ mg.L}^{-1}$ . Dados em desacordo com o padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais ( $0.01 \text{ mg.L}^{-1}$ ), inclusive valores extremos, foram observadas em praticamente todos os estados pesquisados, salvo Amazonas e Distrito Federal (Brasil, 2005; Franz *et al.*, 2014; Horbe e Oliveira, 2008).

As concentrações elevadas encontradas em São Paulo por Bianchi *et al.* (2010) ( $0.125$  a  $0.689 \text{ mg.L}^{-1}$ ) podem ser atribuídas aos efluentes industriais, principalmente da atividade metalúrgica da região. O chumbo faz parte do Grupo 2B (possivelmente carcinogênico), uma vez que estudos

confirmam que esse elemento é cancerígeno a animais, mas ainda não existem evidências a humanos (IARC, 2017). O acúmulo desse elemento no organismo pode afetar gravemente o sistema nervoso central, sendo que lactentes, fetos e mulheres grávidas são mais susceptíveis a esses efeitos (NHMRC/NRMMC, 2018). Além disso, a exposição crônica ao chumbo pode acarretar problemas renais, pressão alta, interferência na absorção de cálcio, atraso no desenvolvimento mental e físico, deficiências de atenção (USEPA, 2018; Health Canada, 2009).

O Ministério da Saúde do Canadá afirma que estudos epidemiológicos demonstraram que a exposição ao chumbo pode afetar negativamente a inteligência das crianças (Health Canada, 2009). Segundo as entidades internacionais, a concentração desejável de chumbo na água potável seria nula, visto que seus efeitos por exposição crônica ocorrem em baixíssimas concentrações. Por isso, os valores adotados nos padrões de potabilidade tanto pelo Brasil quanto por outros países consideram um limiar praticável nas estações de tratamento de água (WHO, 2017; USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018; Ministry of Health, 2018; Brasil, 2017). Tal fato evidencia a fragilidade tecnológica dos processos convencionais de tratamento de água frente à toxicidade do chumbo e a constatação de concentrações extremamente elevadas nos mananciais brasileiros.

Por fim, no caso dos parâmetros bário, fluoreto, nitrato e nitrito, os percentis 99% (Tabela 3) estiveram abaixo dos valores estipulados na legislação do Brasil (Brasil, 2005; Brasil 2008). Já o níquel apresentou o percentil 99% e o valor máximo iguais ao limite estabelecido no padrão brasileiro de qualidade da água de mananciais superficiais (Brasil, 2005). No geral, as faixas de ocorrência, concentrações médias e medianas calculadas neste estudo (Tabela 3) foram inferiores às reportadas pelas agências internacionais, sendo que o fluoreto foi o único que superou, em média, a estipulada pela USEPA (Tabela 4) (NHMRC/NRMMC, 2018; Health Canada, 2017; USEPA, 2018; Ministry of Health, 2018).

Contudo, considerando os LSCs calculados, há novamente a possibilidade das médias brasileiras superarem as de outros países. Tal fato foi observado para o arsênio, com média inferior à 0.005 mg.L<sup>-1</sup> na Austrália e inferior a 0.007 mg.L<sup>-1</sup> no Brasil, e para o bário em águas superficiais, cuja média estipulada para o Brasil foi inferior à 0.09 mg.L<sup>-1</sup> e à 0.06 mg.L<sup>-1</sup> na Nova Zelândia. Como a estatística descritiva e os LSCs foram obtidos após a exclusão de *outliers*, a concentração de chumbo no Brasil não demonstrou discrepância nesse aspecto frente às demais. Contudo, mais uma vez é importante destacar a significativa ocorrência do chumbo nos mananciais brasileiros. Além dos processos erosivos, o lançamento de efluentes industriais, deposição atmosférica e mineração podem contribuir para o incremento da concentração dessas espécies nos mananciais (USEPA, 2018; Health Canada, 2017; NHMRC/NRMMC, 2018).

**Tabela 4.** Faixas de ocorrência e médias reportadas pelas principais agências internacionais

	NHMRC/ NRMCC (Austrália)		Health Canada		USEPA (EUA)		MINISTRY OF HEALTH (Nova Zelândia)	
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média
	(mg.L <sup>-1</sup> )							
As (a)	-	<0.005	-	-	<1.7	0.001	-	-
Ba (a)	-	-	-	-	-	-	<0.005-15	0.01-0.06
Ba (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd (a)	-	-	-	-	-	0.001	-	-
Pb (a)	-	-	-	-	<0.12	<0.0039	-	-
Cu (a)	-	-	0.005-0.53	-	≤0.005-1.0	0.01 <sup>(1)</sup>	-	-
Cr (a)	-	-	0.0002-0.02	0.014	<0.001-0.03	0.01 <sup>(1)</sup>	-	-
F <sup>-</sup> (a)	0.05-1.5	-	-	-	0.001-6.5	0.2	-	-
F <sup>-</sup> (b)	-	-	-	-	0.02-1.5	-	-	-
Ni (a)	-	-	-	-	-	0.015-0.020	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (b)	-	-	-	-	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
U (a)	-	-	-	-	-	-	-	-
U (b)	-	-	-	-	-	-	-	-

<sup>(1)</sup> mediana; NHMRC/NRMCC (2018), Health Canada (2017), USEPA (2018) e WHO (2017).

#### Espécies químicas não abordadas no padrão brasileiro de potabilidade

Todas as 7 substâncias não listadas na PC MS 05/2017 (mas alvo desta pesquisa) apresentaram dados majoritariamente abaixo do limite de detecção do método analítico e/ou foram citadas em apenas um estudo (Kochhann *et al.*, 2013; Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; Egito *et al.*, 2010; Gurgel *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2017).

Estudos que avaliaram o berílio em águas superficiais foram encontrados para os estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul. Em Minas Gerais, houve apenas um dado quantificado (0.004 mg.L<sup>-1</sup>) entre 26 amostras com LD de 0.0001 mg.L<sup>-1</sup> (Leite *et al.*, 2010; USEPA, 1994). Em amostragem com 16 dados no Rio Grande do Sul, Kochhann *et al.* (2013) apresentaram faixa de ocorrência de berílio de 0.00007 a 0.00022 mg.L<sup>-1</sup>, com concentração média de 0.00017 mg.L<sup>-1</sup>. Segundo a USEPA (2018), em mananciais superficiais, espera-se que o berílio tenha média inferior a 0.0019 mg.L<sup>-1</sup>.

Para o boro, a faixa de ocorrência obtida na literatura brasileira foi de 0.00891 a 0.0767 mg.L<sup>-1</sup>, com média de 0.0265 mg.L<sup>-1</sup> nos mananciais superficiais (Kochhann *et al.*, 2013), enquanto a USEPA (2018) apresenta faixa de ocorrência de 0.001 mg.L<sup>-1</sup> a 5.0 mg.L<sup>-1</sup> e média de 0.1 mg.L<sup>-1</sup>.

A presença de molibdênio em águas superficiais foi avaliada nos estados de Amazonas, Minas Gerais e Rio Grande do Sul. Os dados mantiveram-se abaixo dos LDs nas amostragens feitas no Amazonas e na maioria das amostras de Minas Gerais (LDs entre 0.0001 e 0.05 mg.L<sup>-1</sup>) (Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; USEPA, 1994). A faixa de ocorrência dos dados quantificados para o molibdênio no Brasil foi de 0.00007 a 0.08 mg.L<sup>-1</sup> (Leite *et al.*, 2010; Rodgher *et al.*, 2013; Horbe e Oliveira, 2008; Kochhann *et al.*, 2013), inferior a concentração máxima de ocorrência em outros países (0.157 mg.L<sup>-1</sup> em mananciais superficiais e 4.7 mg.L<sup>-1</sup> em mananciais subterrâneos).

No caso da prata, para os estados do Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul, Gurgel *et al.* (2016) e Kochhann *et al.* (2013) reportaram concentrações mínimas abaixo dos LDs (0.001 e 0.00001 mg.L<sup>-1</sup>) e máximas em mananciais superficiais de 0.00004 e 0.005 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Em estudo feito por Egito *et al.* (2010), não foram observados dados quantificados para prata em mananciais superficiais. De acordo com a literatura internacional, espera-se que concentrações de prata nos mananciais superficiais estejam abaixo de 0.01 mg.L<sup>-1</sup> e 0.79 mg.L<sup>-1</sup> (Health Canada, 2017; USEPA, 2018).

Por fim, para o tálio, Machado *et al.* (2017) e Kochhann *et al.* (2013) apresentaram a ocorrência em águas superficiais de São Paulo e Rio Grande do Sul na faixa de 0.00001 a 0.0002 mg.L<sup>-1</sup>.

Todas as substâncias se mantiveram abaixo dos padrões de qualidade da água para mananciais superficiais do Brasil, salvo os casos do molibdênio, que não consta na legislação, e do tálio, que não possui especificação de valor máximo em águas doces (que possam ser destinadas ao abastecimento humano) (Brasil, 2005).

### Conclusões

Constatou-se, de forma geral, similaridade entre a ocorrência das espécies inorgânicas nos mananciais de água do Brasil e de outros países. Porém, a concentração média máxima em águas superficiais estimada para o Brasil foi superior à internacionalmente reportada para alumínio, manganês, fluoreto, arsênio e bário. Tal fato indica a necessidade de estudos mais aprofundados para a averiguação dessa disparidade, com vistas à verificação das fontes de ocorrência e contaminação por essas espécies químicas.

Destaca-se o elevado percentual de dados com valores extremos (*outliers*) reportados para chumbo em águas superficiais (31,5%), com concentrações próximas a  $0.7 \text{ mg.L}^{-1}$ . No geral, as diferentes metodologias utilizadas no tratamento dos dados censurados também convergiram para resultados semelhantes. Contudo, em alguns casos, a obtenção da estatística descritiva pela inclusão dos dados censurados estimados por meio da distribuição dos dados quantificados demonstrou resultados ligeiramente superiores, indicando ser um método mais conservador. Alumínio, ferro, sódio, sulfato, bário e urânio apresentaram diferenças estatisticamente significativas acerca de sua ocorrência nos mananciais subterrâneos e superficiais.

Enfatiza-se a ocorrência de espécies comprovadamente carcinogênicas a humanos (arsênio) ou suspeitas de carcinogenicidade (chumbo), principalmente o chumbo, para o qual foram atribuídas concentrações elevadas em diversos estudos. Os riscos à saúde humana associados ao consumo de tais substâncias evidenciam a relevância do monitoramento e da manutenção dos padrões de qualidade e potabilidade paralelamente ao avanço dos estudos de toxicidade.

Destaca-se ainda, a importância da consideração de aspectos locais na determinação dos limites estabelecidos nas legislações, visto que os fatores intervenientes na ocorrência das substâncias nos mananciais, como a geologia e o uso do solo, são diversos. Portanto, deve-se haver cautela na extração de informações de outros países para a atualização dos padrões de potabilidade brasileiros.

### Agradecimentos

Os autores agradecem a Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da Universidade Federal de Juiz de Fora (PROPP-UFJF). Ao CNPq e a FAPEMIG.

### Referências bibliográficas

- APHA (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. Washington, DC, USA.
- Araújo, M. C. e Oliveira, M. B. M. (2013) Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, *Ambiente&Água*, **8**(3), 247-257.
- Barros, I. T., Ceccon, J. P., Gliński, A., Liebel, S., Grötzner, S. R., Randi, M. A. F., Benedito, E., Ortolani-Machado, C. F., Filipak-Neto, F. e Ribeiro, C. A. O. (2017) Environmental risk assessment in five rivers of Parana River basin, Southern Brazil, through biomarkers in *Astyanax* spp, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(19), 16228-16240.
- Bianchi, J., Espindola, E. L. G. e Marin-Morales, M. A. (2011) Genotoxicity and mutagenicity of water samples from the Monjolinho River (Brazil) after receiving untreated effluents, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74**(4), 826-833.
- Bingham, E., Cochrane, B. e Powell, C.H. (2001) *Patty's Toxicology Volumes 1-9*, John Wiley & Sons, New York, 393 pp.
- Bonotto, D. M. (2017) The dissolved uranium concentration and  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  activity ratio in groundwaters from spas of southeastern Brazil, *Journal of Environmental Radioactivity*, **166**, 142-151.



- Borba, R. P., Figueiredo, B. R., Cavalcanti, J. A. (2004) Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG), *Revista Escola de Minas*, **57**(1), 45-51.
- Borba, R. P., Figueiredo, B. R., Rawlins, B. e Matschullat, J. (2002) Geochemical distribution of arsenic in waters, sediments and weathered gold mineralized rocks from Iron Quadrangle, Brazil, *Environmental Geology*, **44**(1), 39-52.
- Blume, K. K., Macedo, J. C., Meneguzzi, A., Silva, L. B., Quevedo, D. M. e Rodrigues, M. A. S. (2010) Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil, *Brazilian Journal of Biology*, **70**(4), 1185-1193.
- Brasil (2005) *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*, Publicada no Diário Oficial da União nº 53, de 18 de março de 2005.
- Brasil (2008) *Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências*, Publicada no Diário Oficial da União nº 66, de 7 de abril de 2008.
- Brasil (2011) *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde - Anexo XX*.
- Campos, M. B., Azevedo, H., Nascimento, M. R. L., Roque, C. V. e Rodgher, S. (2011) Environmental assessment of water from a uranium mine (Caldas, Minas Gerais State, Brazil) in a decommissioning operation, *Environmental Earth Sciences*, **62**(4), 857-863.
- Carvalho, I. G., Cidu, R., Fanfani, L., Pitsch, H., Beaucaire, C. e Zuddas, P. (2005) Environmental Impact of Uranium Mining and Ore Processing in the Lagoa Real District, Bahia, Brazil, *Environmental, Science and Technology*, **39**, 8646-8652.
- Carvalho Filho, C. A., Moreira, R. M., Guimarães, B. F., Ferreira, V. V. M., Auler, L. M. L. A., Palmieri, H. E. L., Oliveira, A. F. e Dutra, P. H. (2016) Hydrochemical assessment of surface water in watersheds near the Uranium Mining and Milling Facilities of Caldas, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **75**(8), 187-201.
- Cassanogo, M. B. B. e Droste, A. (2016) Avaliação do padrão espacial da qualidade da água de um rio no Sul do Brasil por meio da análise multivariada de indicadores biológico e químicos, *Brazilian Journal of Biology*, **77**(1), 118-126.
- Cebrian, M.E., Albores, A., Aquilar, M. e Blakely, E. (1983) Chronic arsenic poisoning in the north of Mexico, *Human Toxicol*, **2**, 121-133.
- Chan, M.K., Varghese, Z., Li, M.K., Wong, W.S. e Li, C.S. (1990) Newcastle bone disease in Hong Kong: a study of aluminum associated osteomalacia, *Int J Artif Organs*, **13**(3), 162-168.
- Chang L.W. (1996) *Toxicology of metals*, CRC Press, Boca Raton, 1232 pp.
- Coletti, C., Testezlaf, R., Ribeiro, T. A. P., Souza, R. T. G. e Pereira, D. A. (2010) Water quality index using multivariate factorial analysis, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**(5), 517-522.
- Conceição, F. T. e Bonotto, D. M. (2000) Anthropogenic influences on the uranium concentration in waters of the Corumbatai river basin (SP), Brazil, *Revista Brasileira de Geociências*, **30**(3), 555-557.
- Crémazy, A., Wood, C. M.W., Smith, D. S., Ferreira, M. S., Johannsson, O. E., Giacomini, M. e Val, A. L. (2016) Investigating copper toxicity in the tropical fish cardinal tetra (*Paracheirodonaxelrodi*) in natural Amazonian waters: Measurements, modeling, and reality, *Aquatic Toxicology*, **180**, 353-363.
- Dalzochio, T., Simões, L. A. R., Souza, M. S., Rodrigues, G. Z. P., Petry, I. E., Andrigueti, N. B., Silva, G. J. H., Gehlen, G. e Silva, L. B. (2017) Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil, *Chemosphere*, **189**, 609-618.
- Embrapa (2019) *Solos do Brasil*. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-solos-brasileiros/solos-do-brasil>
- Egito, L. C. M., Santos, P. E., Amaral, V. S., Medeiros, S. R. B. e Agnez-Lima, L. F. (2010) Use of native species *Crenicichlamenezesi* (Ariidae) as a model for in situ evaluation of genotoxicity in surface water, *Science of the Total Environment*, **408**, 6042-6046.

- Engelmann, P. M., Santos, V. H. J. M., Moser, L. I., Bruzza, E. C., Barbieri, C. B., Barela, P. S., Moraes, D. P., Augustin, A. H., Goudinho, F. S., Melo, C. L., Ketzner, J. M. M. e Rodrigues, L. F. (2017) Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul state, Brazil, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(26), 21398-21411.
- Franz, C., Abbt-Braun, G., Lorz, C., Roig, H. L. e Makeschin, F. (2014) Assessment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed: an analysis of anthropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **72**(12), 4873–4890.
- Galhardi, J. A. e Bonotto, D. M. (2017) Radionuclides (<sup>222</sup>Rn, <sup>226</sup>Ra, <sup>234</sup>U, and <sup>238</sup>U) release in natural waters affected by coal mining activities in southern Brazil, *Water, Air, and Soil Pollution*, **228**(207), doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3381-x>
- Gastmans, D., Menegário, A. A. e Hutcheon, I. (2017) Stable isotopes, carbon-14 and hydrochemical composition from a basaltic aquifer in São Paulo State, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **76**(4), doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6468-1>
- Gurgel, P. M., Navoni, J. A., Ferreira, D. M. e Amaral, V. S. (2016) Ecotoxicological water assessment of an estuarine river from the Brazilian Northeast, potentially affected by industrial wastewater discharge, *Science of the Total Environment*, **572**, 324-332.
- Health Canada (2009) *Guideline for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document — Lead*. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/services/health/publications/healthy-living.html>
- Health Canada (2017) *Guideline for Canadian Drinking Water Quality*. Ottawa: Health Canada. Disponível em: [https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html#tech\\_doc](https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html#tech_doc)
- Heller, L. e Pádua, V. L. (2006) *Abastecimento de água para consumo humano*, Editora UFMG, 859 pp.
- Hindmarsh, J.T., Mclethie, O.R. e Heffernan L. P. M. (1977) Electromyographic abnormalities in chronic environmental arsenicalism, *J Analyt Toxicol*, **1**, 270-276.
- Horbe, A. M. C. e Oliveira, L. G. S. (2008) Química de igarapés de água preta do nordeste do Amazonas – Brasil, *Acta Amazonica*, **38**(4), 753-760.
- IARC, International Agency For Research On Cancer (2017) *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Disponível em: [http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest\\_classif.php](http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php)
- IBRAM, Instituto Brasileiro de Mineração (2011) *Informações e análises da economia mineral brasileira*, 6ed. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00001669.pdf>
- Jordão, C. P., Ribeiro, P. R. S., Matos, A. T. e Fernandes, R. B. A. (2007) Aquatic Contamination of the TurvoLimpó River Basin at the Minas Gerais State, Brazil, *Journal of the Brazilian Chemical Society*, **18**(1), 116-125.
- Kaplan, E. L., Meier, O. (1958) Nonparametric Estimation from Incomplete Observations. *Journal of the American Statistical Association*, **53**, 457-481.
- Kimura, S. P. R., Pascoaloto, D., Ferreira, S. J. F. e Vieira, M. G. A. (2017) Influence of the Hydrological Regime on the Water Quality from the Lake of the Francesa - Parintins/Amazonas/Brazil, *Chemical Engineering Transactions*, **57**, 547-552.
- Klumpp, A., Bauer, K., Franz-Gerstein, C. e Menezes, M. (2002) Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil), *Environment International*, **28**(3), 165-171.
- Kochhann, D., Behr, E. R., Chaves, A., Mesko, M. F., Dressler, V. L., Flores, E. M. M. e Baldisserotto, B. (2013) Environmental quality evaluation of the Vacacaí River, Rio Grande do Sul, Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **70**(4), 1727-1733.
- Leite, M. G. P., Fujaco, M. A. G., Nalini Junior, H. A. e Castro, P. T. A. (2010) Influence of geology in the geochemistry signature of Itacolomi State Park waters, Minas Gerais-Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **60**(8), 1723-1730.

- Lopes, A. M. M. B., Gomes, L. N. L., Martins, F. C., Cerqueira, D. A., Mota Filho, C. R., Von Sperling, E. e Pádua, V. L. (2017) Dinamic of pathogenic protozoa and cyanobacteria in a reservoir used for water supply in southeastern Brazil, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **22**(1), 25-43.
- Lunardi, M. e Bonotto, D. M. Hydrochemical study of the Caldas Novas Thermal Complex (GO), Brazil, *Environmental Earth Sciences*, **77**(3), doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7240-x>
- Machado, C. S., Fregonesi, B. M., Alves, R. I. S., Tonani, K. A. A., Sierra, J., Martinis, B. S., Celere, B. S., Maria, M., Shuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J. L. e Segura-Muñoz, S. (2017) Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil, *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(25), 20160–20172.
- Marchesan, E., Sartori, G. M. S., Reimche, G. B., Avila, L. A., Zanella, R., Machado, S. L. O., Macedo, V. R. M. e Cogo, J. P. (2009) Qualidade de água dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, *Ciência Rural*, **39**(7), 2050-2056.
- Marimon, M. P. C., Roisenberg, A., Suhogusoff, A. V. e Viero, A. P. (2013) Hydrogeochemistry and statistical analysis applied to understand fluoride provenance in the Guarani Aquifer System, Southern Brazil, *Environmental Geochemistry and Health*, **35**(3), 391–403.
- Marques, E. D., Sella, S. M., Mello, W. Z., Lacerda, L. D. e Silva Filho, E. V. (2008) Hydrogeochemistry of Sand Pit Lakes at Sepetiba Basin, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil, *Water, Air, and Soil Pollution*, **189**(1-4), 21-36.
- Menezes, J. M., Prado, R. B., Silva Junior, G. C., Mansur, K. L. e Oliveira, E. S. (2009) Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: Bacia hidrográfica do Rio São Domingos, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **29**(4), 687-698.
- Ministry Of Health (2018). *Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand: Datasheets part 2.1, Chemical and Physical Determinands*. vol. 3. Wellington: Ministry of Health. Disponível em: <<https://www.health.govt.nz/publication/guidelines-drinking-water-quality-management-new-zealand>>.
- Morais, C. R., Carvalho, S. M., Araujo, G. R., Souto, H. N., Bonetti, A. M., Morelli, S. e Campos Jr, E. O. C. (2016) Assessment of water quality and genotoxic impact by toxic metals in *Geophagus brasiliensis*, *Chemosphere*, **152**, 328-334.
- MHE, Museu Heinz Ebert (2019) UNESP, Departamento de Petrologia e Metalogenia, Rio Claro, SP. Disponível em: <https://museuhe.com.br/banco-de-dados/>
- Muniz, D. H. F. e Oliveira-Filho, E. C. (2006) Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente, *Universitas: Ciências da Saúde*, **4**(1/2), 83-100.
- NHMRC/NRMMC, Conselho Nacional de Saúde e Pesquisa Médica/Conselho Ministerial para Gerenciamento de Recursos Naturais do Governo Australiano (2018) *Water Guidelines Paper 6. 2011, version 3.5 Updated August 2018*. Canberra: NHMRC, NRMMC. Disponível em: <https://nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines#block-views-block-file-attachments-content-block-1>
- Oliveira, F. H. P. C., Ara, A. L. S. C., Moreira, C. H. P., Lira, O. O., Padilha, M. R. F. e Shinohara, N. K. S. (2014) Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil), *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **86**(4), 1863-1872.
- Petry, C. T., Costa, G. M., Benvenuti, T., Rodrigues, M. A. S. e Droste, A. (2016) Avaliação integrada da qualidade química e da genotoxicidade da água do arroio Luiz Rau, no trecho inferior da Bacia do Rio dos Sinos, no Sul do Brasil, *Ambiente&Água*, **11**(4), 867-877.
- Porta, C. S., Santos, D. L., Bernardes, H. V., Bellagamba, B. C., Duarte, A., Dias, J. F., Silva, F. R., Lehmann, M., Silva, J. e Dihl, R. R. (2017) Cytotoxic, genotoxic and mutagenic evaluation of surface waters from a coal exploration region, *Chemosphere*, **172**, 440-448.
- Porto, L. C. S. e Ethur, E. M. (2009) Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil, *Ciência Rural*, **39**(9), 2512-2518.

- Rodgher, S., Azevedo, H., Ferrari, C. R., Roque, C. V., Ronqui, L. B., Campos, M. B. e Nascimento, M. R. L. (2013) Evaluation of surface water quality in aquatic bodies under the influence of uranium mining (MG, Brazil), *Environmental Monitoring and Assessment*, **185**(3), 2395–2406.
- Sabino, C. V. S., Lage, L. V., Almeida, K. C. B (2014) Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(spe), 87-94.
- Sanford, R. F., Pierson, C. T., Crovelli, R. A. (1993) An objective replacement method for censored geochemical data. *Mathematical Geology*, **25**, 59-80.
- Scalon, M. C. S., Rechenmacher, C. Siebel, A. M., Kayser, M. L., Rodrigues, M. T., Maluf, S. W., Rodrigues, M. A. S. e Silva, L. B. (2010) Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish, *Brazilian Journal of Biology*, **70**(4), 1217-1222.
- Scalon, M. C. S., Rechenmacher, C. Siebel, A. M., Kayser, M. L., Rodrigues, M. T., Maluf, S. W., Rodrigues, M. A. S. e Silva, L. B. (2013) Genotoxic Potential and Physicochemical Parameters of Sinos River, Southern Brazil, *The Scientific World Journal*, **2013**, 1-6.
- Silva, M. L. e Bonotto, D. M. (2015) Uranium isotopes in groundwater occurring at Amazonas State, Brazil, *Applied Radiation and Isotopes*, **97**, 24-33.
- Singh, A., Maichle, R., Lee, S. E. (2006) *On the Computation of a 95% Upper Confidence Limit of the Unknown Population Mean Based Upon Data Sets with Below Detection Limit Observations*. Washington, DC: USEPA, (EPA/600/R-06/022).
- Siqueira, G. W., Aprile, F. e Miguéis, A. M. (2012) Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil), *Acta Amazonica*, **42**(3), 413 - 422.
- Soares Neto, J. L., Carli, R. F., Kotzal, Q. S. G., Latroni, F. B., Lehmann, M., Dias, J. F., Souza, C. T., Niekraszewicz, L. A. B., Silva, F. R., Silva, J. e Dihl, R. R. (2016) Surface Water impacted by rural activities induces genetic toxicity related to recombinagenic events in vivo, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **13**(8), 827-839.
- Sousa, J. M. C., Peron, A. P., Silva, F. C. C., Dantas, E. B. S., Lima, A. M. V., Oliveira, V. A., Matos, L. A., Paz, M. F. C. J., Alencar, M. V. O. B., Islam, M. T., Melo-Cavalcante, A. A. C., Bonecker, C. C. e Júlio, H. F. J. (2017) Physico-chemical and genotoxicity analysis of Guaribas river water in the Northeast Brazil, *Chemosphere*, **177**, 334-338.
- Southwick, J. W., Western, A. E. e Beck, M. M. (1983) An epidemiological study of arsenic in drinking water in Millard County, Utah. In Lederer, W. H., Fensterheim, R. J. (Eds.) *Arsenic: Industrial, Biomedical, Environmental Perspectives*, Van Nostrand Reinhold Co., New York, 210-225.
- Souza, R. S., Tejerina-Garro, F. L., Rocha, C., Zara, L. F. e Gonçalves Junior, A. C. (2016) Trace elements in the water and fish of tropical watercourses in central Brazil, *Boletim do Instituto de Pesca*, **42**(3), 500-513.
- Ternus, R. Z., Souza-Franco, G. M., Anselmini, M. E. K., Douglas João Carlos Mocellin, D. J. C. e Magro, J. D. (2011) Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, **23**(2), 189-199.
- Thebaldi, M. S., Sandri, D., Felisberto, A. B., Rocha, M. S. e Neto, S. A. (2011) Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(3), 302-309.
- Tseng, W.P. (1977) Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic, *Environ Health Perspect*, **19**, 109-119.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1983) *Methods for chemical analysis of water and wastes*. EPA—600/4-79-020. Office of Research and Development, 552p.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1988) IRIS, Integrated Risk Information System, *Arsenic*. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0278\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0278_summary.pdf)

- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1994) *Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples*. EPA/600/R-94/111. Office of Research and Development. 260 pp.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1996) *Determination of Trace Elements in Ambient Waters by Stabilized Temperature Graphite Furnace Atomic Absorption – Method 1639*. Office of Water, 1996.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2018) *2018 edition of the drinking water standards and health advisories*. Washington, DC: USEPA, 2018 (EPA 822-F-18-00). Disponible em: <https://www.epa.gov/dwstandardsregulations/2018-drinking-water-standards-and-advisory-tables>
- WHO, World Health Organization (2017) *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. 5. ed. Geneva: WHO. Disponible em: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/)
- Yabuki, L. M. N., Colaço, C. D., Menegário, A. A., Domingos, R. N., Kiang, C. H. e Pascoaloto, D. (2014) Evaluation of diffusive gradients in thin films technique (DGT) for measuring Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, and Zn in Amazonian rivers, *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**, 961-969.

# REVISTA AIDIS

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

## CO<sub>2</sub> EMISSION ASSESSMENT FOR RICE HUSK ASH IN CONCRETE ON ENVIRONMENTAL APPROACH

Recibido el 6 de agosto de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

\* Magali Rejane Rigon<sup>1</sup>  
Regina Célia Espinosa Modolo<sup>1</sup>  
Rafael Batista Zortea<sup>2</sup>  
Maurício Mancio<sup>1</sup>  
Carlos Alberto Mendes Moraes<sup>1</sup>

### Abstract

*The construction industry causes significant negative environmental impact, partly due to the vast amounts of building materials used, and rice husk ash (RHA) is a solid waste produced in thermal power stations with potential applications as a partial replacement to Portland cement. Due to the increasing demand for research on environmental issues, the life-cycle approach emerges as an important tool in such investigations. This study evaluates the environmental performance of RHA as a replacement material for cement during the life-cycle of concrete. Environmental aspects and impacts associated with the combustion of rice husk biomass in a grate furnace and in a fluidized bed reactor, the transportation of the RHA produced, and its use in concrete production were evaluated. The most significant environmental impact caused by RHA production processes was global warming potential. The replacement of 20% Portland cement by RHA produced by combustion on fluidized bed reduced CO<sub>2eq</sub> emissions by 24%. Even though this ash type had to be transported for 400 km to its destination, its use remained environmentally advantageous. But the replacement of 20% Portland cement by RHA produced by combustion on a grate furnace led to a reduction of only 7.7% in CO<sub>2eq</sub> emissions.*

**Keywords:** cement replacement, concrete, life-cycle assessment, rice husk ash.

<sup>1</sup> Polytechnic School, Civil Engineering Graduate Program, Unisinos University, Brazil

<sup>2</sup> Sul-rio-grandense Federal Institute, IFSUL, Brazil

\* *Autor correspondente:* Civil Engineering Graduate Program, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos University). Av. Unisinos, 950, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, 93022-000. Brazil. Email: [magali\\_rigon@hotmail.com](mailto:magali_rigon@hotmail.com)

## Introduction

One of the most relevant aspects concerning the environmental quality of concrete production is its share in climate change, especially the CO<sub>2</sub> emissions generated in the manufacturing of Portland cement (Teixeira *et al.*, 2016). For example, the cement industry alone produces between 5% and 7% of global CO<sub>2</sub> emissions (Damineli *et al.*, 2010; Le Quéré *et al.*, 2016). Estimated by Lima (2010) at 659 kg CO<sub>2</sub>/t of cement, CO<sub>2</sub> emissions in Brazil were also assessed by a major cement production company operating in the country, which found a similar value (627 kg CO<sub>2</sub>/t of cement). However, due to widespread use of supplementary cementitious materials such as fly ash and blast-furnace slag in the country, these values are significantly lower than mean global CO<sub>2</sub> emissions in the production of cement, which vary between 800 and 880 kg CO<sub>2</sub>/t of cement (John, 2010). Such number should be interpreted in view of perhaps one of the main challenges faced by the industry: to decrease the amounts of construction materials currently used (John, 2010).

Rice husk, an agricultural waste with great potential for bioenergy production, is abundantly available at virtually zero costs in several developing countries (Ramchandra *et al.*, 2015; Ramchandra, 2016). In Brazil, based on current unmilled rice production (ABIARROZ, 2017) rice husk generation is approximately 3.3 million t/year, and 75% of production is concentrated in the country's south region. Although only a fraction of that amount is currently being used for energy production, potential rice husk ash generation in the region can reach up to 495,000 t/year, which is equivalent to more than 20% of local cement production in the Rio Grande do Sul state (SNIC, 2012), where the present study was conducted.

Therefore, in the effort to minimize environmental impacts associated with constructions, rice husk ash (RHA) becomes an important alternative in the replacement of part of the cement used in the production of concrete. This substitution is justified based on several advantages, like the potential of RHA to reduce pollution hazards and to decrease CO<sub>2</sub> emissions and energy demand associated with cement production. RHA is a renewable resource with low levels of toxic components, and may be used as a pozzolanic material in blended cement or incorporated directly in concrete mixtures. Another interesting prospect of using RHA in concrete production is the possibility to reduce the amounts of natural resources such as clay and limestone in formulations (Kishore *et al.*, 2011; Gursel *et al.*, 2016).

The composition of RHA includes important compounds and elements, mostly silicon dioxide (or silica, SiO<sub>2</sub>) and smaller amounts of carbon (C), potassium oxide (K<sub>2</sub>O), phosphoric oxide (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) and calcium oxide (CaO), besides trace amounts of magnesium (Mg), iron (Fe), and sodium (Na) (Armesto *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2016). Production processes currently used to burn rice husk and obtain RHA include ordinary uncontrolled incineration methods as well as combustion on moving grates or in bubbling fluidized bed reactors under preset conditions. Importantly, since

these processes are conducted at variable temperatures and times, the ashes produced exhibit different structures, like amorphous or crystalline phases (Ferro *et al.*, 2007; Ferro, 2009). In this sense, these amorphous or crystalline phases of the silica present in RHA affect the material's pozzolanic activity. For example, the RHA produced by controlled combustion techniques is highly pozzolanic, reacting quickly with calcium hydroxide ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) and forming a secondary type of calcium silicate hydrate (C-S-H), thus improving the microstructure of concrete (Sensale, 2010; Metha & Monteiro, 2014). Therefore, it can also be inferred that the behavior of cementitious products in concrete mixtures containing RHA will be influenced by the method it was produced (Sensale, 2010).

In this scenario, it becomes clear that effective strategies supporting appropriate decision-making in environmental issues surrounding the production processes of concrete with RHA should be further developed. Such strategies are often based on tools that help understand how to control and, most importantly, to reduce the environmental impacts associated with these processes, enabling the identification of critical nodes in the concrete production chain using robust scientific information (Yang *et al.*, 2017). One of such tools is the life-cycle assessment (LCA), which has been proven essential in the effort to understand the environmental hazards intrinsic to the various stages of a product's life-cycle (Song *et al.*, 2016).

This study evaluated the environmental performance of RHA as a replacement of Portland cement in concrete formulations during the product's life-cycle using a LCA tool standardized by the International Organization for Standardization (ISO) in ISO 14.040. The methodology to use LCA includes four main stages: definition of an objective, definition of the scope, inventory analysis, and impact assessment (ABNT, 2009).

### **Materials and methods**

The method used to conduct the LCA of RHA was based on standards NBR ISO 14.040 and 14.044:2009, which give the guidelines to be observed in this kind of assessment.

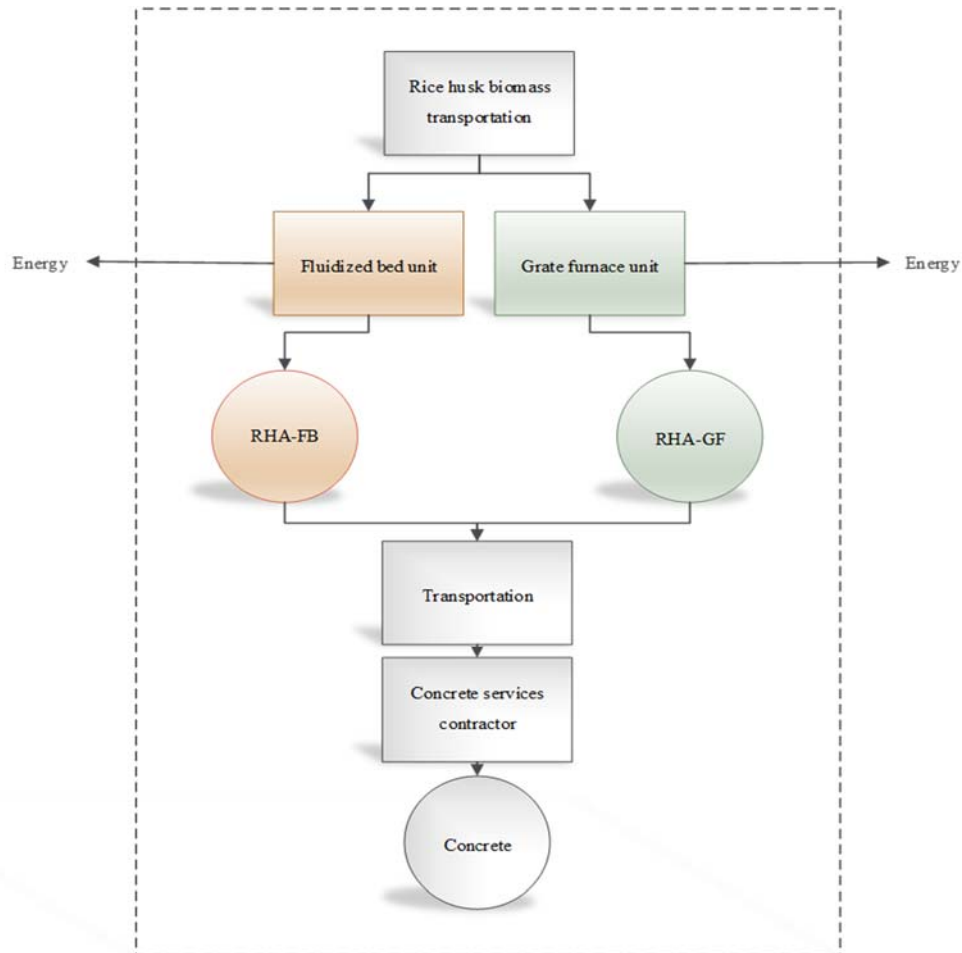
#### Stages of the LCA carried out

*Objective and scope.* The LCA was conducted to compare the environmental performance of concretes produced with RHA as a replacement of Portland cement. The types of RHA used were generated by combustion of rice husk in a bubbling fluidized bed reactor (RHA-FB) and a moving grate furnace (RHA-GF).

*Experimental functional unit.* A 1-m<sup>3</sup> concrete block of characteristic compressive strength (fck) equal to 35 MPa was used in the assessments.



*Experimental system boundaries.*



**Figure 1.** Experimental system boundaries for the production of RHA in bubbling fluidized bed reactor and grate furnace

Considering that RHA is a byproduct of combustion of rice husk as biomass in energy generation, it was decided to include only the steps of transportation of raw material (rice husk) and the generation of the product (energy) in rice production companies that use the combustion of biomass in fluidized bed reactors or moving grate furnaces to generate energy. The evaluation of the pozzolanic potential of RHA in concrete formulations included the transportation of RHA to concrete services contractors. Fig. 1 illustrate the boundaries of the experimental system. Steps associated with construction processes such as building operations as well as primary sector activities such as the extraction of raw materials used to manufacture equipment and build concrete structures were not included.

### Visits to companies that burn rice husk for energy production

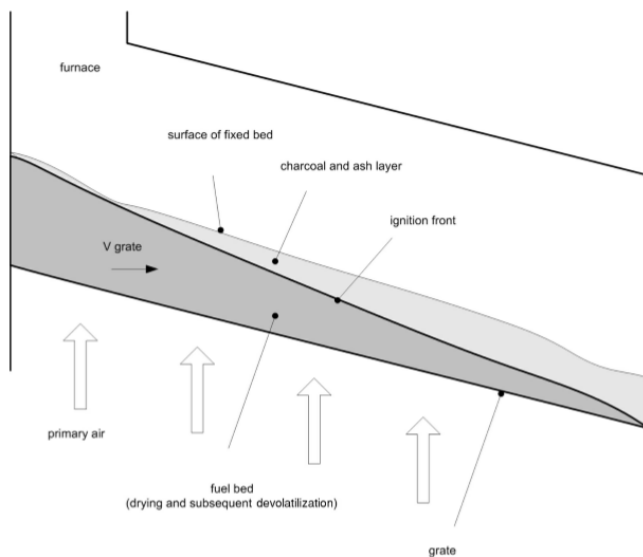
In the effort to obtain data about the combustion of RHA biomass as energy source, a questionnaire was answered by the companies that use RHA to produce energy. Scientific literature data and documental analysis were also used to collect information.

### The RHA studied

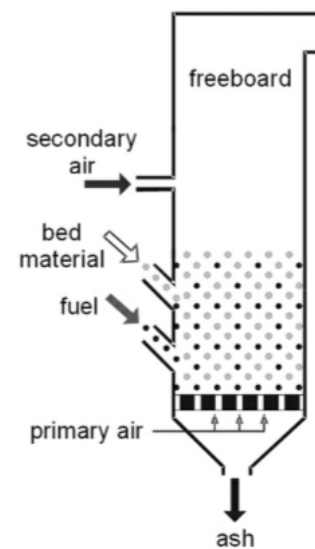
The two RHA types used (RHA-FB and RHA-GF) were produced by two companies in the municipality of Alegrete, state of Rio Grande do Sul (RS), southern Brazil. RHA-FB is produced burning rice husk in a bubbling fluidized bed at temperatures below 800°C. Briefly, rice husk is loaded onto the fluidized bed chamber and instantly burned on a sand bed and an ascending air flow.

The company that produces RHA-FB is the only one in RS to use a fluidized bed system to burn rice husk for energy. Similarly, RHA-GF is produced burning rice husk on a moving grate furnace system that includes air feed and ash removal modules (Yin *et al.*, 2008).

The composition of RHA is a function of the production method employed to obtain it. Gross inspection affords to observe the difference in color between ash generated as RHA-FB and RHA-GF. Figs. 2 and 3 illustrate combustion technologies system and Figs. 4 and 5 presents the two types of ash obtained by the the processes.



**Figure 2.** Moving grate furnace system  
Source: Van Loo and Koppejan (2008)



**Figure 3.** Bubbling fluidized bed reactor  
Source: Van Loo and Koppejan (2008)



**Figure 4.** RHA obtained by combustion in a bubbling fluidized bed reactor



**Figure 5.** RHA obtained by combustion in a grated furnace

The RHA types studied were previously characterized in a study published by Fernandes (Fernandes *et al.*, 2015). As a preparation step to enable comparison between the two RHA types, RHA-GF was milled in an eccentric ball mill (CB2-T) for 2 h and 20 min before analyses. RHA-FB is milled by the company that obtains it as byproduct of energy generation, and has higher specific weight compared with RHA-GF (2.11 g/cm<sup>3</sup> and 1.98 g/cm<sup>3</sup>, respectively).

The main difference between RHA-FB and RHA-GF is the content of SiO<sub>2</sub>: while RHA-FB has 95.9% SiO<sub>2</sub>, RHA-GF has 89.1% of the oxide. The pozzolanic character of SiO<sub>2</sub> is influenced by the morphology of SiO<sub>2</sub> after combustion (amorphous or crystalline). This is an essential characteristic in the use of RHA as mineral admixture in concrete formulations, so much so that a specific standard adopted in Brazil (NBR 12653:2012) determines that, to be considered a pozzolanic material, the total amount of the three oxides together (SiO<sub>2</sub> + Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) must be at least 50% (by weight). This requirement was met by the two RHA types studied (96% and 89.2% for RHA-FB and RHA-GF, respectively). However, maximum loss on ignition is 6% according to the same standard. Loss on ignition obtained by Fernandes (2015) for RHA-FB was 2.96%, while the value for RHA-GF was 9.88%, which exceeds the maximum value established in that standard. Krug (2011) and Calheiro (2011) observed similar results for loss on ignition of RHA-GF. But it should be emphasized that loss on ignition is not the only parameter used to establish pozzolanic behavior. The pozzolanic nature of materials used as mineral admixture do concrete formulations can also be assessed according the method proposed by Luxan (1989), which is based on the

variation in electrical conductivity of 200 mL of a saturated  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  solution due to the addition of 5.0 g of the pozzolanic material tested, with constant shaking at 40°C. This test enables the classification of pozzolanic material in three categories:  $\Delta\text{mS}/\text{cm} < 0.4$  indicates materials with no pozzolanic activity, while moderately pozzolanic materials have  $\Delta\text{mS}/\text{cm}$  values between 0.4 and 1.2, and highly pozzolanic ones have  $\Delta\text{mS}/\text{cm}$  values  $> 1.2$ . Using the method developed by Luxan (1989), Calheiro (2011) observed moderate pozzolanic activity in the RHA samples that were generated by combustion on a grate furnace.

#### Evaluation of environmental aspects and impacts

Despite the widely acknowledged importance in environmental research, particularly in the building industry LCA is rarely carried out from a more holistic approach that considers local data, variations in raw materials, and up-to-date information. This apparent deficiency makes it more difficult to understand the implications of industrial processes for the environment and human health (Gursel *et al.*, 2014).

As a means to collect information about the classes of environmental impact to investigate in the present study, we carried out a qualitative analysis of the environmental aspects and the impacts generated by the combustion methods used to produce RHA-GF and RHA-FB. The data collected were expressed as a spreadsheet and evaluated by a multidisciplinary team according to a methodology used to assess Environmental Aspects and Impacts adapted from the approach adopted by the Environmental Management System of Unisinos University Gomes (2013). The characterization of environmental aspects and impacts took into consideration the range, severity, and frequency of events.

Range indicates the area affected by a given environmental impact, showing its spatial size in the area affected (Table 1). Severity indicates the intensity of changes and the reversible character of impacts, or how far it can be remediated. Scores are assigned as illustrated in Table 2. Frequency is the interval at which environmental aspects and impacts occur under normal circumstances, according to the scoring system shown in Table 3.

The scores obtained for range, severity, and frequency are added, and the overall scores obtained are shown in Table 4.

Aspects interpreted as “critical” by the evaluation team were considered “significant”. Based on the identification of significant environmental impacts in each stage of RHA production, the life-cycle inventory data were collected, providing the information necessary to carry out a quantitative analysis of environmental impacts. Table 5 illustrates the spreadsheet used to evaluate environmental aspects and impacts developed for this study.

**Table 1.** Range criteria

Classification	Example	Score
May cause local impact around the event site.	Smell of household sewage and all aspects associated with impact. Health hazards.	1
May cause environmental impact beyond the event site, though it is restricted to the industrial facility.	Fires caused by flammable products and leaking or spillage of chemical products.	2
May cause regional impact, beyond the boundaries of industrial installations, within a 100-km radius of facilities.	Consumption of gases, use of materials (pens, stamps, cartridges, etc.), waste generation, use of flammable chemicals.	3
May cause regional impact beyond 100 km of facilities.	Water and energy consumption, waste generation, fluorescent or mercury bulbs.	4

Source: adapted from *Environmental Management System of Unisinos* [25]

**Table 2.** Severity criteria

Classification	Score
No damage.	1
Mild damage characterized by parameters above maximum permissible levels defined by regulations or standards, though the impact ceases to be when operation processes are adapted. For example, the recovery or mitigation based on adaptations in the firm's internal structure.	2
Values above maximum acceptable levels defined in regulations or standards may induce severe damage; however, despite the fact that the impact is mitigated with the adoption of operational control measures, the damage caused to the environment are irreversible and/or require an outsourced structure to address the applicable mitigation and recovery efforts.	4

Source: adapted from *Environmental Management System of Unisinos* [25]

**Table 3.** Frequency criteria

Classification	Score
One event every six months or longer period	1
One event every month	2
One event every week	3
One event every day	4

Source: adapted from *Environmental Management System of Unisinos* [25]

**Table 4.** Overall score of environmental aspects and impacts

Score	Result
3 to 6	Negligible
7 to 9	Moderate
10 to 18	Critical

Source: adapted from *Environmental Management System of Unisinos* [25]

**Table 5.** Spreadsheet used to evaluate environmental aspects and impacts

Identification			Evaluation of environmental aspects and impacts			Significance evaluation	
N°	Aspects	Impacts	Range	Severity	Frequency	Significance	Notes

### Life-cycle inventory analysis

This analysis included the data survey to quantify all streams within the experimental system's boundaries, as described above.

Global warming potential. The global warming potential of a gas is measured based on the total energy it absorbs in each period, usually 100 years, compared with that absorbed by carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) (USEPA, 2014). The global warming potential of processes in the production chain of RHA was analyzed according to the guidelines established by the US Environmental Protection Agency (USEPA).

Transportation. The inventory of data about transportation was based on the First National Automobile Atmospheric Emission Inventory [30]. The publication categorizes vehicles considering fuel type, age or technological generation, specific uses, and size. Using data collected from a questionnaire answered by concrete services contractors, the transportation category selected for LCA in this study was that of heavy-haul trucks over 15 t in total weight. Concerning the emission factors of diesel engines, we used the seventh phase of the Brazilian Automobile Atmospheric Emission Control Program, which stipulates a significant decrease in allowed emissions for heavy vehicles produced from 1st January 1992 onwards. Based on a preliminary study of the locations of RHA producers and concrete services contractors in the state, the

distances used to evaluate the environmental impact of the transportation of RHA-FB and RHA-GF in this study were set at 100 km and 400 km, respectively.

**Unit weight.** The unit weight of ash is particularly important in transportation, since the mass amount to be transported (by the trucks in volume) is directly determined by this parameter. Unit weight of RHA and rice husk was determined according to a specific Brazilian standard, NBR NM 45 [31].

**Concrete.** The concretes evaluated presented fck of 35 MPa, and the formulations prepared were obtained from previous studies carried out by our research group using the same type of cement and aggregates, but with either RHA-FB or RHA-GF (as described in the works published by Fedumentti (2013) and Krug (2011), respectively) as supplementary cementitious material. The study by Fedumentti (2013) demonstrated the advantages of admixing RHA-FB to concrete mixtures, when the best result was observed with the replacement of 20% of Portland cement by RHA-FB. The cement used in the experiments in both studies was type CP II F - 32, a Portland Cement with 10% limestone filler. The materials used to prepare the concretes evaluated in those works are shown in Table 6, and amounts were calculated according to Cremonini et al. (2001). Importantly, 20% RHA in this case means that RHA takes 20% of the total volume of binder employed in the concrete formulations.

**Table 6.** List of materials and respective amounts used to produce concrete of fck of 35

Material kg/m <sup>3</sup>	RHA-FB		RHA-GF	
	0% RHA	20% RHA	0% RHA	20% RHA
Water	188	189	192	191
Cement	381	285	415	381
RHA	0	49	0	61
Fine aggregate	820	851	741	706
Coarse aggregate	983	969	1025	1018

*Source: adapted from Krug [21] and Fedumentti [29]*

The levels of atmospheric emissions in the production of Portland cement considered in the manufacture of the concretes studied were adapted from Carvalho (2002), which used a LCA tool to compare the environmental impact of Portland cement in Brazil. The author adopted the value of 320 as global warming potential for NO<sub>x</sub>, but the present study uses 280, as recommended by USEPA. Also, considering that the exact type of cement used by Krug (2011) and Fedumentti (2013) was not investigated by Carvalho (2002), we chose to use the emissions associated with ordinary Portland cement (with no mineral admixtures) and reduce the emission factor by 10% (in order to account for the 10% limestone filler, which decreases the amount of clinker in the cement).

For the CO<sub>2</sub> emissions generated during the production of aggregates, the values used were calculated from data published by Marcos (2009), which were also used by Lima (2010) and represent the actual scenario of RHA recycling into concrete formulations. The CO<sub>2</sub> emissions released in the production of chemical admixtures were not included. According to Flower & Sanjayan (2007) such contribution to the greenhouse effect per cubic meter of concrete is negligible.

### Results and discussion

The environment impact assessed and classified as significant in both RHA production processes was global warming potential, which originates from the aspect emissions of gases produced during the combustion of rice husk into the atmosphere.

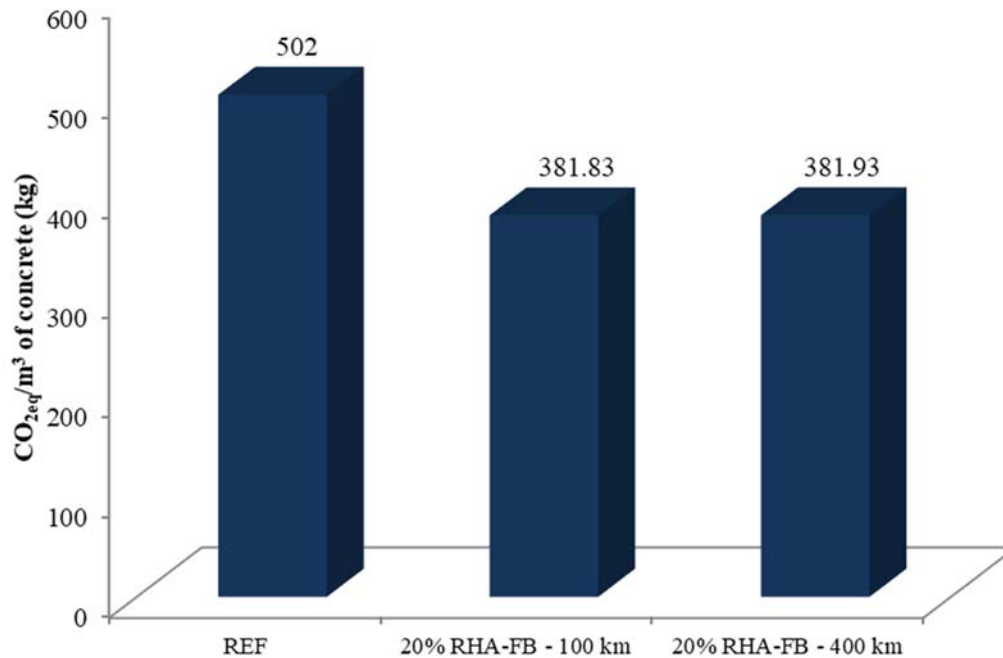
The unit weight of rice husk was 125 kg/m<sup>3</sup>, while the values obtained for RHA-FB and RHA-GF were 488.9 kg/m<sup>3</sup> and 578.9 kg/m<sup>3</sup>, respectively. It was possible to observe that the unit weight of RHA-GF is higher than the value calculated for RHA-FB. However, the unit weight of unburnt rice husk is four times lower than the values observed for both ash types.

The concrete formulations based on the distances was considered for the transportation of RHA-FB and RHA-GF to the concrete services providers. The CO<sub>2</sub> emissions generated in the production of 1 m<sup>3</sup> of concrete of fck of 35 MPa and a 20% replacement of Portland cement by either RHA-FB or RHA-GF was not relevant. CO<sub>2</sub> emissions by concrete formulations produced with RHA-FB due to the transportation of studied ashes for 100 km and 400 km presented 381.83 and 381.93 Kg CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup> of concrete, respectively. For RHA-GF due to the transportation for 100 km and 400 km presented 503.43 and 503.52 Kg CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup> of concrete, respectively.

The 35-MPa concrete formulated with a 20% replacement of Portland cement by RHA-FB presented better environmental performance, compared with the formulation containing 20% RHA-GF as partial replacement of cement. The results obtained show the difference of approximately 121 kg CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup> of concrete between the concretes produced with RHA-FB and RHA-GF.

Fig. 6 shows the CO<sub>2</sub> emissions associated with the transportation of RHA-FB to concrete service providers for two distances. The comparison of results shows that CO<sub>2</sub> emissions associated with the concrete formulated with 20% RHA-FB were approximately 24% lower than the reference value, by nearly 120 CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup>. However, distance was not a relevant factor in the CO<sub>2</sub> emissions associated with the concrete, which are largely determined by the emissions coming from cement use (see table 7).



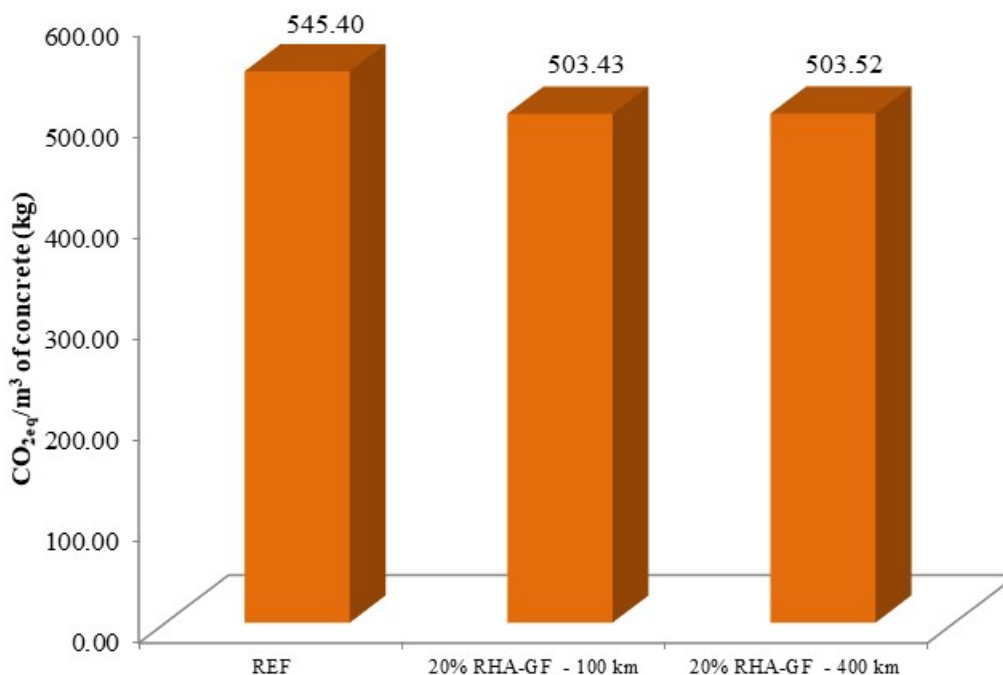


**Figure 6.** CO<sub>2</sub> emissions (CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup> of concrete) for a concrete produced with RHA-FB as partial concrete replacement due to the transportation for 100 km and 400 km

Fig. 7 presents CO<sub>2</sub> emissions in the transportation of RHA-GF to concrete service providers, also for two distances. As with RHA-FB, CO<sub>2</sub> emissions were lower than the reference value, but by 42 kg CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup> of concrete, meaning a decrease of only 7.7%.

Turk et al. (2015) compared a series of concrete formulations using a LCA. The author investigated several alternative materials, concluding that fly ash originates from the coal combustion processes was the best choice in the effort to reduce greenhouse gas emissions. In their study, the use of fly ash afforded to reduce greenhouse gas emissions by about 64 kg/m<sup>3</sup>, compared with conventional concrete of equivalent composition. The concrete samples analyzed had fck of 42 MPa.

For Flower and Sanjayan (2007), even a small decrease in greenhouse gas emissions per ton of concrete may have a significant impact globally, since concrete is the most used construction material worldwide. The authors investigated the use of cementitious materials to reduce greenhouse gas emissions from concrete manufacturing processes, and observed that the addition of fly ash to formulations decreased these emissions by approximately 15%, while blast furnace slag led to emissions reduction of 22%.



**Figure 7.** CO<sub>2</sub> emissions (CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup> of concrete) for a concrete produced with RHA-FB as partial concrete replacement due to the transportation for 100 km and 400 km

The results obtained by Gursel *et al.*, (2016) were likewise positive for the reduction of the global warming potential of concrete admixtures. The concrete produced with 100% Portland cement emitted 544 kg CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup>, while the concrete containing RHA (15%) and fly ash from coal combustion (40%) emitted 284 CO<sub>2eq</sub>/m<sup>3</sup>. The authors also observed that the lower the amount of Portland cement used and the larger the amount of admixtures required, the lower the global warming potential of concrete. Nevertheless, it should be highlighted that the authors used one kind of RHA only.

Similarly, Moraes *et al.*, (2010) also reported that the higher the amount of RHA used as partial replacement to Portland cement in cement mortar formulations, the greater the possibility to mitigate the more aggressive environmental impacts. Teixeira *et al.*, (2016) also analyzed several concrete mixtures and observed that coal or biomass ash may be used as cement replacement, whether alone or in combination, to reduce the environmental impact of concrete production. The concrete formulation with the best environmental performance included a 60% replacement of cement by coal ash fly.

The production of concrete in Brazilian batching plants was estimated at 72 million cubic meters for 2017 [39]. For the sake of comparison, if all this concrete were to be produced in a manner similar to presented in this study (for example, with a reduction of 24% in CO<sub>2</sub> emissions), the reduction in greenhouse gas emissions would be approximately 8.7 billion kg CO<sub>2eq</sub>/year.

In addition, even if RHA-FB is transported to a concrete services contractor 400 km away from the source, the environmental impact produced by partly replacing cement with 20% RHA-FB would still be smaller than the one caused by the production of concrete with no potentially interesting mineral admixtures, such as RHA. In the sensitivity analysis carried out during an LCA, Turk *et al.*, (2015) observed that the inclusion of fly ash in concrete formulations is viable, even when the distance between the source and the concrete services provider is significantly longer than 250 km, confirming the results obtained in the present study.

Since concrete strength was kept constant in the present study, due to the considerably different pozzolanic activity presented by RHA depending on its generation (in FB or GF), different proportions of materials were used in concrete formulations. In this sense, the formulation designed including RHA-FB included less Portland cement than RHA-GF, for the 35 MPa fck value to be obtained. Moreover, the amount of binder used, which was comparatively low in the concrete produced with RHA-FB, was higher in the concrete made with RHA-GF, even in comparison with the reference formulation with no RHA.

Based on the input data and conditions and on the results obtained, CO<sub>2eq</sub> emissions associated with the ingredients of concrete formulations were calculated and are shown in Table 7. In the present study, Portland cement accounted for approximately 96% of total CO<sub>2eq</sub> emitted by the reference concrete formulation. In turn, the contributions of Portland cement to the total CO<sub>2eq</sub> emitted by the formulations containing 20% RHA-FB and RHA-GF were 94.5% and 95.8%, in that order. Therefore, even though the concrete produced with RHA-GF has higher environmental impact concerning CO<sub>2eq</sub> emissions compared with the one produced with RHA-FB, the reduction in the use of raw materials from nonrenewable sources should be considered an advantage, especially concerning clay and limestone, which are used in clinker production, the main constituent of cement.

**Table 7.** Contribution (%) of the materials used in concrete formulations to CO<sub>2eq</sub> emissions

Materials	Concrete + 0%	Concrete + 20%	Concrete + 0%	Concrete + 20%
	RHA-FB	RHA-FB	RHA-GF	RHA-GF
Cement	96.0	94.5	96.3	95.8
RHA 100 km	0.0	0.3	0.0	0.3
Fine aggregate	0.9	1.3	0.8	0.8
Coarse aggregate	3.0	3.9	2.9	3.1

As mentioned above, Flower and Sanjayan (2007) observed that between 74% and 81% of the total CO<sub>2eq</sub> emissions from concrete are associated with Portland cement. Similar value was obtained by Turner and Collins (2013) (76.4%), while Lima (2010) found a higher value (90%). According to Briem et al., 2009, fly ash content alone is not a good indicator of embodied emissions in concrete; increasing fly ash content only reduces embodied emissions when there is a corresponding reduction in the mass of Portland cement used.

Cement is the material that offers the highest contribution to CO<sub>2eq</sub> emissions from concrete. Therefore, the partial replacement of Portland cement by 20% RHA demonstrates that it was possible to reduce the amount of cement by 96 kg and 34 kg per m<sup>3</sup> of concrete produced with RHA-FB and RHA-GF, respectively (considering the production of a 35-MPa concrete). This allows concluding that the partial replacement of Portland cement by RHA-FB represents an important alternative in the effort to reduce environmental impacts associated with the production of concrete with no mineral admixture.

The ash obtained as a byproduct of biomass combustion for energy generation has various applications. In addition to generation of energy, the combustion of rice husk in fluidized bed is carried out so that the ash may be used as mineral admixture (in fact, the RHA-FB used in this study is currently being commercialized locally as a high-quality mineral admixture for concrete, as an alternative to silica fume and metakaolin). However, the combustion of rice husk in a moving grate furnace is used to generate energy only, and the ash produced is seen only as a consequence of the process. Therefore, the kinds of ash generated have different characteristics, which influences the amounts of materials needed for concretes to reach the same resistance (35 MPa).

These differences between RHA-FB and RHA-GF are due to the specifics of combustion in fluidized and grate furnace: while the former affords the uniform burning of biomass, in the latter the combustion process occurs under a temperature gradient. In a study about ash types produced by different energy generation processes, Fernandes *et al.*, (2016) discovered that the main characteristics affected by the various techniques currently used to burn rice husk are specific surface area, SiO<sub>2</sub> levels, and total carbon content, in addition to the structure of the SiO<sub>2</sub> produced. In other words, the environmental benefits to be gained using RHA as mineral admixture to concrete formulations also the technical benefits can vary according to the combustion method used to obtain the material. Prassara-A and Grant (2011) carried out an LCA considering the various applications of RHA, and stipulated the most environmentally appropriate use of the material based on the environmental impact categories included in their study.

The use of raw materials available on regional scale as supplementary cementitious materials, like RHA, is one of the many possible efforts to be made to mitigate the environmental problems

associated with the use of Portland cement, thus reducing the environmental impacts of concrete production processes.

### Conclusion

The results of the present study show that global warming is the most significant environmental impact of the processes used to produce concrete of fck of 35 MPa with a 20% replacement of Portland cement with RHA-FB and RHA-GF used as mineral admixtures. The differences between the characteristics of the two ash types vary with the combustion processes used to burn rice husk. While fluidized bed methods afford the uniform burning of biomass, grate furnace combustion processes occur along a temperature gradient. This means that the characteristics of the two ash types affected the amounts of materials needed to prepare concrete formulations of fck of 35 MPa.

Therefore, the environmental gains are more expressive when 20% RHA-FB is used to partly replace Portland cement in concrete formulations, compared with the 20% RHA-GF: the use of RHA-FB allowed reducing the CO<sub>2eq</sub> emissions by 24% in the concrete production chain. Despite the distance between the source of RHA-FB and the concrete services contractor that used the ash in formulations (400 km), the environmental advantages of using this ash type were preserved. Also, the use of 20% RHA-GF to partly replace cement Portland in concrete formulations afforded to reduce CO<sub>2eq</sub> by 7.7%.

It was also observed that transportation did not affect environmental impacts in the concrete production chain, highlighting the need to accurately determine the best composition of concrete mixtures based on the sustainability of ingredients, like the RHA types analyzed.

### Acknowledgements

*The authors thank CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for the doctorate, and Technological Development and Innovative Extension Researchers – DT grants.*

### References

- ABIARROZ, Associação Brasileira da Indústria do Arroz (2017) Accessed 13 July 2015, <http://brazilianrice.com.br/en/sobre-o-brasil>
- Armesto L, Bahillo A, Veijonen K, Cabanillas A, Otero J (2002) Combustion behavior of rice husk in a bubbling fluidised bed. *Biomass Bioenergy*, **23**(3), 171–179. doi: [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00046-6](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00046-6)

- ABCP, Associação Brasileira de Cimento Portland (2015) Accessed 25 June 2015: <http://www.abcp.org.br/conteudo/imprensa/pesquisa-inedita-e-exclusiva-revela-cenario-do-mercado-brasileiro-de-concreto>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2006) *NBR NM 45: Agregados - Determinação da massa unitária e do volume de vazios*. ABNT, Rio de Janeiro. Disponível em: [www.abnt.org.br](http://www.abnt.org.br)
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) *NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura*. ABNT, Rio de Janeiro. Disponível em: [www.abnt.org.br](http://www.abnt.org.br)
- Brasil (2011) *1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários: relatório final*. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento de Mudanças Climáticas. Gerência de Qualidade do Ar. Accessed 13 July 2015. [http://www.mma.gov.br/estruturas/163/publicacao/163\\_publicacao27072011055200.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/163/publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf)
- Calheiro, D. (2011) *Influência do uso de aditivos na moagem de cinzas de casca de arroz para sua adequação como coproduto*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 97 pp.
- Carvalho, J. (2002) *Análise de Ciclo de Vida ambiental aplicada a construção civil – Estudo de caso: Comparação entre Cimentos Portland e adição de resíduos*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia de construção civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 114 pp.
- Celik, K., Jackson, M. D., Mancio, M., Meral, C., Emwas, A. H., Mehta, P. K., Monteiro, P. J. M. (2014) High-volume natural volcanic pozzolan and limestone powder as partial replacements for Portland cement in self-compacting and sustainable concrete. *Cem. Concr. Compos.* **45**, 136-147. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2013.09.003>
- Cremonini, R. A., Dal Molin, D. C. C., Ceccatto, D. M., Mancio, M., Goulart, J. (2001) *Desenvolvimento de um método de dosagem de concretos de alta resistência com baixo consumo de cimento*. Acesso em 13 Jul. 2015, disponível em: [http://www.researchgate.net/publication/256439376\\_Desenvolvimento\\_de\\_um\\_Mtodo\\_de\\_Dosagem\\_de\\_Concretos\\_de\\_Alta\\_Resistencia\\_com\\_Baixo\\_Consumo\\_de\\_Cimento](http://www.researchgate.net/publication/256439376_Desenvolvimento_de_um_Mtodo_de_Dosagem_de_Concretos_de_Alta_Resistencia_com_Baixo_Consumo_de_Cimento)
- Damineli, B. L., Kemeid, F. M., Aguiar, P. S., John, V. M. (2010) Measuring the eco-efficiency of cement use. *Cement and Concrete Composites*, **32**(8), 555–562. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2010.07.009>
- Fedumentí, M. B. (2013) *Avaliação da influência da cinza de casca de arroz no comportamento de concretos com agregado reciclado de concreto em relação as propriedades mecânicas e de durabilidade, com ênfase no transporte de íons de cloreto*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 134 pp.
- Fernandes, I. J., Santos, E. C. A., Oliveira, R., Reis, J. M., Calheiro, D., Moraes, C. A. M., Modolo, R. C. E. (2015) Caracterização do resíduo industrial casca de arroz com vistas a sua utilização como biomassa, 6º *Forum Internacional de Resíduos Sólidos*, São José dos Campos, Anais eletrônicos, Porto Alegre, Instituto Venturi para Estudos Ambientais.: Acesso em 18 Jun 2015, disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/view/616>
- Fernandes, I. J., Calheiro, D., Kieling, A. G., Moraes, C. A. M., Rocha, T. L. A. C., Brehm, F. A., Modolo, R. C. E. (2016) Characterization of rice husk ash produced using different biomass combustion techniques for energy. *Fuel*, **165**, 351-359. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.10.086>
- Ferro, W. P. (2009) *Utilização da cinza da casca de arroz como carga em matriz de poliamida 6 submetida à radiação ionizante*. Tese de doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. doi: <https://doi.org/10.11606/T.85.2009.tde-23092009-145638>
- Ferro, W. P., Silva, L. G. A., Wiebeck, H. (2007) Uso da cinza da casca de arroz como carga em matrizes de poliamida 6 e poliamida 6.6. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, **17**(3), 240-243.
- Flower, D. J. M., Sanjayan, J. G. (2007) Greenhouse gas emissions due to concrete manufacture. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **12**(5), 282-288.

- Gomes, L. P. (2013) *Procedimento de identificação e avaliação de aspectos e impactos ambientais*, disponível em: <http://www.unisinos.br/institucional/meio-ambiente/sga>
- Gursel, A. P., Maryman, H., Ostertag, C. (2016) A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of “green” concrete mixes with rice husk ash. *Journal of Cleaner Production*, **112**(1), 823-836. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.029>
- Gursel, A. P., Masanet, E., Horvath, A., Stadel, A. (2014) Life-cycle inventory analysis of concrete production: A critical review. *Cement and Concrete Composites*, **51**, 38–48. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2014.03.005>
- John, V. M. (2010) *Materiais de construção e o meio ambiente*. In: Isaia GC (ed) *Materiais de construção civil e princípios de ciência e engenharia de materiais*. IBRACON, São Paulo, pp 97-122.
- Kishore, R., Bhikshma, V., Prakash, P. J. (2011) Study on strength characteristics of high strength rice husk ash concrete. *Procedia Engineering* **14**, 2666-2672. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.07.335>
- Krug, L. F. (2011) *Influência do beneficiamento por peneiramento no comportamento da cinza de casca de arroz: estudo como adição pozolânica em concretos*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 128 pp.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Manning, A. C., Boden, T. A., Tans, P. P., Houghton, R. A., Keeling, R. F., Alin, S., Andrews, O. D., Anthoni, P., Barbero, L., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., Currie, K., Delire, C., Doney, S. C., Friedlingstein, P., Gkritzalis, T., Harris, I., Hauck, J., Haverd, V., Hoppema, M., Klein Goldewijk, K., Jain, A. K., Kato, E., Körtzinger, A., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Lombardozzi, D., Melton, J. R., Metzl, N., Millero, F., Monteiro, P. M. S., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S., O'Brien, K., Olsen, A., Omar, A. M., Ono, T., Pierrot, D., Poulter, B., Rödenbeck, C., Salisbury, J., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Stocker, B. D., Sutton, A. J., Takahashi, T., Tian, H., Tilbrook, B., van der Laan-Luijkx, I. T., van der Werf, G. R., Viovy, N., Walker, A. P., Wiltshire, A. J., and Zaehle, S. (2016) Global Carbon Budget 2016, *Earth Syst Sci Data*, **8**, 605-649. doi: <https://doi.org/10.5194/essd-8-605-2016>
- Lima, J. A. R. (2010) *Avaliação das consequências da produção de concreto no Brasil para as mudanças climáticas*. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 129 pp.
- Luxan (1989) Rapid evaluation of pozzolanic activity of natural products by conductivity measurement. *Cement and concrete Research*, **19**(1), 63-68. doi: [https://doi.org/10.1016/0008-8846\(89\)90066-5](https://doi.org/10.1016/0008-8846(89)90066-5)
- Marcos, M. H. C. (2009) *Análise da emissão de CO<sub>2</sub> na fase pré-operacional da construção de habitações de interesse social através da utilização de uma ferramenta CAD-BIM*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 129 pp.
- Metha, P. K., Monteiro, P. J. M. (2014) *Concrete: Microstructure, Properties and Materials*. McGrawHill, New York
- Moraes, C. A. M, Kieling, A. G, Caetano, M. O, Gomes, L. P. (2010) Life cycle analysis (LCA) for the incorporation of rice husk ash in mortar coating. *Resources Conservation Recycling*, **54**(12), 1170-1176. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.03.012>
- Prassara-A J, Grant, T. (2011) Comparative life cycle assessment of uses of rice husk for energy purposes. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **16**, 493-502.
- Ramchandra, P. (2016) Potential applications of rice husk ash waste from rice husk biomass power plant. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **53**, 468-1485. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.09.051>
- Ramchandra, P., Boucar, Di., Gayatri, P. (2015) Sustainable rural electrification using rice husk biomass energy: A case study of Cambodia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **44**, 530-542. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.018>
- Sensale, G. R. (2010) Effect of rice-husk ash on durability of cementitious materials. *Cement and Concrete Composites* **32**(9), 718–725. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2010.07.008>

- SNIC, Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (2015) *Relatório Anual*. (SNIC). Accessed 13 Jul. 2015, disponível em: [http://snic.org.br/assets/pdf/relatorio\\_anual/rel\\_anual\\_2012.pdf](http://snic.org.br/assets/pdf/relatorio_anual/rel_anual_2012.pdf)
- Song, D., Yang, J., Chen, B., Hayat, T., Alsaedi, A. (2016) Life-cycle environmental impact analysis of a typical cement production chain. *Applied Energy*, **164**, 916-923. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.09.003>
- Teixeira, E. R., Mateus, R., Camões, A. F., Bragança, L., Branco, F. G. (2016) Comparative environmental life-cycle analysis of concretes using biomass and coal fly ashes as partial cement replacement material. *Journal of Cleaner Production*, **112**, 2221-2230. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.124>
- Turk, J., Cotic, Z., Mladenovic, A., Sajna, A. (2015) Environmental evaluation of green concretes versus conventional concrete by means of LCA. *Waste Management*, **45**, 194-205. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.035>
- Turner, L. K., Collins, F. G. (2013) Carbon dioxide equivalent (CO<sub>2-e</sub>) emissions: A comparison between geopolymer and OPC cement concrete. *Construction and Building Materials*, **43**, 125-130. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.01.023>
- USEPA, Unites States Environmental Protection Agency (2014) *Greenhouse Gas Emissions*. Acesso em 29 Mai. 2014, disponível em: <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>
- Yang, D., Fan, L., Shia, F., Liu, Q., Wang, Y. (2017) Comparative study of cement manufacturing with different strength grades using the coupled LCA and partial LCC methods—A case study in China. *Resources Conservation Recycling*, **119**, 60–68. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.017>
- Yin, C., Rosendahl, L. A, Kær, S. K. (2008) Grate-firing of biomass for heat and power production. *Progress in Energy and Combustion Science*, **34**(6), 725–754. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.05.002>



# REVISTA AIDIS

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

## EVALUATION OF COMBINED TREATMENT OF LEACHATE FROM SANITARY LANDFILL AND SANITARY SEWAGE USING OZONE ON UP FLOW OXIDATION REACTOR

\* Luis Alcides Schiavo Miranda <sup>1</sup>  
Alisson Schons <sup>1</sup>  
Luciana Paulo Gomes <sup>1</sup>  
Marcelo Oliveira Caetano <sup>1</sup>  
Atilio Grondona <sup>1</sup>

Recibido el 13 de agosto de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

### Abstract

*This work aimed at monitoring the formation of aerobic granular sludge in a SBR prototype and at evaluating its performance. The SBR was operated in two different phases (A and B), both fed with real domestic sewage and operated with 6-h cycles, but using different types of inocula: biological sludge from an extended aeration activated sludge system (in Phase A) and biological sludge from a conventional activated sludge system (in Phase B). During This study aimed to evaluate the combined treatment of leachate from landfill and sanitary sewage using ozone on upward flow oxidation reactor. The tests were conducted in batches, taking five and two hours of ozonation with 8.9; 9.6 and 10.5 g O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup>, applied to the mixture of 2% of leachate from sanitary landfill and 98% of sanitary sewage (v/v). The test was performed in triplicate with monitoring of COD, BOD, color, turbidity and pH. The results showed that ozone is a viable alternative for the pre-treatment of the mixture containing landfill leachate and sewage, facilitating the post-treatment in a biological process. It was observed removals of COD, BOD, apparent and true color and turbidity of 46%, 51%, 86%, 86% and 81% respectively in 5 hours of test, and average removals of 23%, 48%, 78%, 76% and 58% respectively for 2 hours of test.*

**Keywords:** advanced oxidation, landfill leachate, ozone, oxidation reactor, sewage.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação Em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo, RS. Brasil.

\* *Corresponding author:* Autor correspondente: Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Av. Unisinos, 950. Cristo Rei, São Leopoldo, RS - Brasil. CEP: 93022-000. Email: [lalcides@unisinos.br](mailto:lalcides@unisinos.br)

## Introduction

Landfill leachate (LL) can be characterized as a highly pollutant wastewater, due to its characteristics of composition, containing a large amount of dissolved organic matter (biodegradable and non-biodegradable carbon), ammoniacal nitrogen, potentially toxic metals, chlorinated organic and inorganic salts and xenobiotic substances (Wang *et al.* 2002) and a <sup>complex</sup> variety of hazardous chemicals (Aziz *et al.* 2004). Although some of these pollutants can be biodegraded, there are limitations in conventional biological processes when the removal of recalcitrant carbonaceous and nitrogenous organic matter, making it difficult to meet the standards for release in hydric bodies (Wang *et al.* 2002; Gao *et al.*, 2015). Facing this situation, a promising alternative to overcome such problems is to evaluate the use of other non-biological processes such as oxidative processes for removal and/or degradation of recalcitrant compounds, facilitating a further biological treatment step. To achieve this effect, a number of methods of treatments can be applied individually or combined, for example: photoreactor using O<sub>3</sub>/UVC, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UVC (Gomes *et al.*, 2020), electrocoagulation (Pauli *et al.* 2018), O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Gomes and Schoenell 2018), flocculation-precipitation, evaporation, adsorption on activated carbon, reverse osmosis and chemical oxidation (Laconi *et al.* 2015). Chemical oxidation using strong oxidizing agents (ozone, hydrogen peroxide, Fenton's reagent), in combination or individually, is a promising alternative due to the efficiency in removing non-biodegradable organic compounds.

The treatment of leachate by ozonation is an important option due to the high oxidation power (2.07 eV) of ozone (O<sub>3</sub>), which is very effective in removing color and humic acids (Wang *et al.*, 2017). It is also important because of the oxidation of organic molecules with high molecular weight, commonly found in leachate, generating smaller molecules, with higher oxidation states than the originals, producing water and carbon dioxide (Tizaoui *et al.*, 2007; Cortez *et al.* 2011). Reaction mechanisms are complex and take place by direct or indirect routes from the production of hydroxyl radicals (•OH). These radicals have a high oxidation potential (2.80 eV) not selective. According Bila *et al.* (2005) improving the ratio BOD/COD, facilitating the removal of their products in biological processes. Comparative studies have been conducted using ozone coupled to other technologies, showing different results (Wu *et al.*, 2004; Abu Amr *et al.*, 2013). For example, Oloibiri *et al.* (2015) conducted the study using ozonation and coagulation-flocculation as pre-treatment of sanitary landfill leachate biologically stabilized, preceding a process of adsorption by activated carbon, and verified that the ozonation during 60 min responded by 33% of COD removal, reaching a total removal of 77% after treatment by adsorption.

Wang *et al.* (2005), observed COD removals of 41.7% using only ozone in the treatment of leachate, and when combined with other oxidizing agents such as O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/UV they verified an increase in removal in the order of 15%. Koslowzka (2018), was found that the most effective process in landfill leachate treatment is the combination of ozonation with hydrogen peroxide addition (COD:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>=1:10). The COD, TOC and BOD values were 65%, 62% and 36%

lower, respectively, in comparison to ozonation process conducted alone. According to these authors, high COD removals in the treatment of leachate of sanitary landfills are possible to be obtained, when oxidizing agents such as those used are employed in the pretreatment combined with biological processes.

The ozonation has also been used in the treatment of leachate of composting (Mokhtarani *et al.*, 2014) and replacing the chlorine to treat water for public supply (Silva and Daniel, 2015). Treatment in consortium of leachate of sanitary landfills and sanitary sewage (SS) is an alternative that has been employed in Brazil, and other countries, as a way of harnessing the idle capacity of some sanitary sewage treatment plants, generating income for the system operator, as it is charged by treated organic load. However, there is no common ground on the impact that the leachate can lead in biological treatment of sanitary sewage, given that they weren't designed for this purpose. This is a way to reduce costs of deployment and operation of sanitary landfills.

In view of this reality, this study aimed to evaluate the efficiency of the treatment of the leachate with recalcitrant characteristics from sanitary landfill of São Leopoldo, (RS) combined with sanitary sewage generated at the University of the Sinos Valley (UNISINOS), using O<sub>3</sub> in lab-scale semi-batch an up flow oxidation reactor.

## Experimental

### Characterization of landfill leachate (LL) and sanitary sewage (SS)

**Table 1.** Physico-chemical characteristics of the landfill leachate and sanitary sewage.

Landfill leachate	
Parameter	Value
Apparent color (mg.L <sup>-1</sup> Co/Pt)	5575.2 ± 2260.8
True color (mg.L <sup>-1</sup> Co/Pt)	4447.9 ± 1935.8
Turbidity (NTU)	151.8 ± 213.7
COD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	1634.6 ± 352.8
BOD <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	164.2 ± 64.7
pH	8.1 ± 1.15
N-NH <sub>3</sub>	998.2 ± 503.2
P <sub>total</sub>	18.5 ± 9.2
BOD <sub>5</sub> /COD	0.1 ± 0.02
Sanitary sewage	
Apparent color (mg.L <sup>-1</sup> Co/Pt)	948.2 ± 421.4
True color (mg.L <sup>-1</sup> Co/Pt)	275.7 ± 27.4
Turbidity (NTU)	124.3 ± 34.8
COD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	438.6 ± 34.3
BOD <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	213.8 ± 19.1
pH	7.5 ± 0.54
N-NH <sub>3</sub>	107.3 ± 34.7
P <sub>total</sub>	3,9 ± 2.5
BOD <sub>5</sub> /COD	0.5 ± 0.07

The characteristics of LL and SS can be observed in table 1. The landfill leachate was collected in the equalization tank that feeds the accumulation ponds of the sanitary landfill of São Leopoldo/RS. Collected LL was stored at 4°C for later physical-chemical characterization and use. The samples were brought to room temperature before use. All the tests were performed with the same leachate. The SS was collected after the preliminary treatment (hand-cleaned bar rack followed by a grit chamber) of the sewage treatment plant before each test.

### Experimental procedure

Six tests with ozonation were carried out, divided into two steps. First step took 300 min (Experiment A - tests 1, 2 and 3) and the second step took 120 min (Experiment B - tests 4, 5 and 6) of ozonation. It was applied 8.9, 9.6 and 10.5g O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup> for each test, generated from an airflow of 3, 4 and 5 L.min<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, respectively. The table 2 presents a summary of the characteristics of each test.

**Table 2.** Summary of the characteristics of each test.

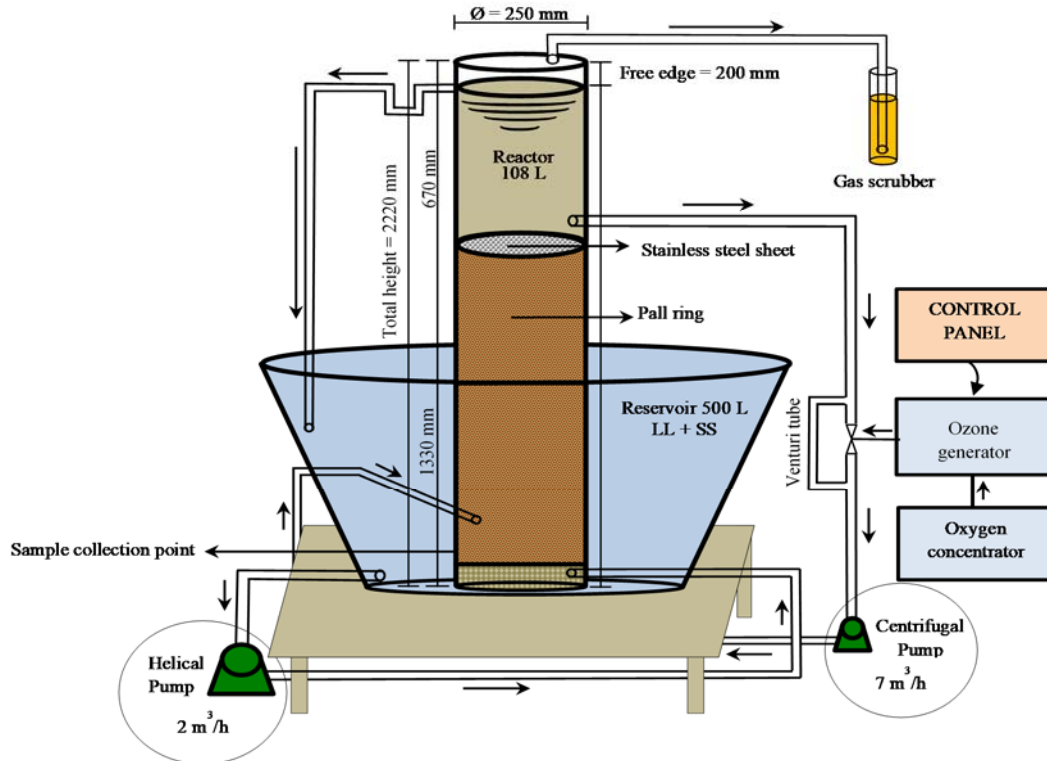
Test	Experiment A			Experiment B		
	1	2	3	4	5	6
gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	8.9	9.6	10.5	8.9	9.6	10.5
Time (min)	0 - 300			0 - 120		

The airflow rate was set with the flowmeter coupled to a regulating valve (UNITEC FX010). All tests of each experiment (A and B) and analytical parameters were analyzed in triplicate. The total volume of the mixture LL + SS in each test was 160 L, 2% (3.2 L) being composed of the LL.

### Up flow oxidation reactor (UFOR)

The oxidation reactor was composed of a 250 mm diameter PVC pipe with 2220 mm of length (useful volume was 108L). UFOR had 2/3 of the volume filled with 1.5" Pall Rings® in order to optimize the internal hydraulic conditions by preventing the emergence of preferential paths. The UFOR was placed inside a 500L fiberglass tank, which received the mixture (LL + SS) for treatment.

The mixture was pumped from the tank to the UFOR using a helical pump (Netzsch (BN) model NM031BY01L06B) with a constant flow rate of 2.0 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. A centrifugal pump was used for recirculation at a flow rate of 7 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> with a constant flow. A fraction of mixture being treated was collected at a point just above the section bundled with Pall Rings®, i.e., 1330 mm from the base to the top of the reactor and recirculated to a Venturi tube, in order to generate a negative pressure, to suction the ozone to the base of the reactor, as show in figure 1.



**Figure 1.** Schematic diagram of up flow oxidation reactor.

The ozone generator uses the Corona effect, being composed of an O<sub>2</sub> concentrator using the atmospheric air to generate O<sub>3</sub> (Brasil Ozônio – BRO3-PLUS2). Ozone was injected into the recirculating stream through the Venturi tube, allowing the mixture O<sub>3</sub> + (LL + SS) for each test with a constant flow of an ozone. The effluent from the UFOR was transferred from the top of the reactor to the 500 L tank, being recirculated through the helical pump with flow rate of 2 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. In this way, the liquid level inside the reactor was kept 690 mm above the collection point of the Venturi tube. This cycle was maintained by the established times in each test. Every new batch the entire contents of the reactor was removed and a new mixture (LL + SS) was prepared. The ozone generating equipment was calibrated hourly during each test according to 2350-E (Ozone Demand/Requirement- Semi-Batch Method) (APHA, 2012).

### Analytical methods

To assess the efficiency of the treatment system, the following physical and chemical parameters were analyzed: pH, apparent color (AC), true color (TC), turbidity, BOD<sub>5</sub><sup>20</sup> and COD. The

determination of the true and apparent color was proposed to rapidly evaluate the degree of oxidation of the soluble organic matter. Also to verify possible changes in suspended solids concentration during ozonization. All parameters were analyzed according to APHA (2012).

### Statistical analysis

The data was compared by using the t-Student test for means. The test performed is bilateral with a significance of 1% and 4 degrees of freedom. This work performed two types of tests for equality of means. In the first test (Equation 1 and 2), the equality of the means between the BOD (COD) tests was compared at the same time; in the second test (Equation 3 and 4), the equality of the means between the times in the same BOD (COD) test was compared.

For the first case:

$$\begin{cases} H_0: \bar{x}_{i,s} = \bar{x}_{r,s} & \text{Equation (1)} \\ H_1: \bar{x}_{i,s} \neq \bar{x}_{r,s} & \text{Equation (2)} \end{cases}$$

were  $s$  is the time (0, 30, 60, 120, 180, 300),  $i$  and  $r$  are the test (1,2,3,4,5,6) with  $i \neq r$ .

For the second case:

$$\begin{cases} H_0: \bar{x}_{i,j} = \bar{x}_{i,s} & \text{Equation (3)} \\ H_1: \bar{x}_{i,j} \neq \bar{x}_{i,s} & \text{Equation (4)} \end{cases}$$

were  $i$  is the test (1,2,3,4,5,6),  $j$  and  $s$  are the time (0, 30, 60, 120, 180, 300) with  $j \neq s$ .

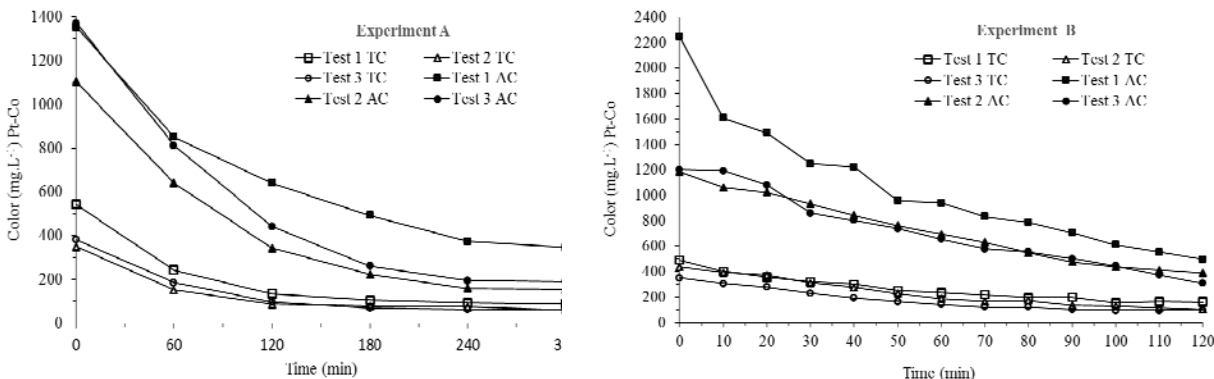
### **Results and discussion**

The leachate collected presented physico-chemical characteristics with BOD/COD recalcitrant = 0.1 (see Table 1) indicating the impossibility of treatment by biological processes. The ozonation is an alternative pretreatment to improve the ratio BOD/COD enabling biological treatment.

The LL treatment with SS is a low-cost option that deserves attention, and has been used in Brazil as an alternative to the LL treatment, avoiding the need to invest in new WWTP solely for this purpose. There is no consensus as to the percentage of LL to be added to the SS because it depends on the physicochemical characteristics of the LL. According to Çeçen and Aktas, 2004; Renou *et al.* 2008; Yu *et al.* 2010; Fudala-Ksiazek *et al.* 2011, the percentage of LL added to SS should not overpass 10%, under risk of inhibition of the microbiota of the WWTP due to high concentrations of ammonia nitrogen normally present in the LL.

### Removal of color and turbidity

The removal of apparent and true color and turbidity was intense in the first 120 minutes of treatment in UFOR for different rates of  $O_3$  used, for 120 and 300 minutes of contact, as shown in Figure 2.



**Figure 2.** Removal of apparent color and true color for the tests with 120 and 300 minutes of treatment in UFOR in the different ozonation rates.

All tests were performed with the same rates of application of ozone and the collection of samples was performed at intervals of 10 minutes to identify the contact time in which maximum removal of color and turbidity was observed. The increase in the ozone application rate from 8.9 to 9.6 and 10.5g of  $O_3 \cdot h^{-1}$  not proved to be decisive in reducing turbidity and color. However, for 120 minutes of treatment, a decrease of true color of 14.3%, 11.6% and 19.3% in tests 1, 2 and 3 respectively was observed, compared to tests with 300 minutes of ozonation. The same behaviour was observed for removal of apparent color, with 13%, 14% and 9.3% respectively. With respect to turbidity, a minor removal was observed in tests with 120 min of ozonation. This effect was attributed to the longer treatment, therefore a greater time of effluent recirculation on treatment, causing the destruction of existing particles in mixture due to turbulence caused by hydraulic fluid passage through the section bundled with Pall ring.

The increase in ozone concentration also resulted in an increase in the removal of BOD and COD on tests 1, 2 and 3 with 300 minutes long, while the same was not observed when the ozonation time was reduced to 120 minutes, with only a increase in BOD removal when applied 10.5 g of  $O_3 \cdot h^{-1}$ . It should be noted the difficulty of obtaining results in a definite pattern, allowing the establishment of relations of efficiency versus operating conditions of the pilot system, when the substrate presents great variability in their physical-chemical characteristics, which is natural for this type of effluent. These results show the conversion of recalcitrant compounds to components with higher biodegradability, and that conversion depends on the ozonation time. These effects were also observed by other authors (Poblete *et al.* 2019; Cortez *et al.* 2010; Chaturapruek *et al.* 2005; Marttinen *et al.* 2002), but in different experimental conditions. The convergent point among the other researches is the possibility of using ozone as an oxidizing agent. However, it is necessary to develop reactors for such possibilities and to establish efficient operational methods.

Removals of AC and TC of 86% were obtained, and the largest removal of color was observed during the first two hours of treatment, with 76% for TC and 69% for AC, as show in Fig. 2. After 2h of treatment, color removal has decreased. This rapid decrease in color can be assigned, according to Tizaoui *et al.* (2007), to the occurrence of reactions between ozone and color-causing substances present in the mixture in treatment, leading to formation of by-products of lower intensity of color. Studies by Wu *et al.* (2004), highlight that the hydroxyl generated in the process of ozonation reacts specifically with the conjugated chains of organic molecules that give color to the leachate.

Similarly, Cheng *et al.* (2011), notes that the color in effluents is caused by the existence of organic compounds whose chemical structure features unsaturated bonds such as C=C, C=O, C=N and N=N. Ozone is a strong oxidizer and can act breaking double or triple bonds in the organic molecules decreasing the effluent color. The decrease of color in the mixture in treatment occurred in function of time and ozone concentration applied. However, it was not possible to determine a default color removal in line with the rate of application of ozone.

### 3.2. Removal of organic matter

The data summarized in Table 3 show that the largest COD and BOD removal was obtained in experiment "A" with 46.2% and 51.0%, after 300 minutes of ozonation, while in experiment "B", with ozonation of 120 minutes, the removal of COD and BOD was 20.3% and 27.3%, respectively.

The results allows us to suggest that the use of ozonation can be an alternative to an integrated process of leachate treatment, for example, preceding a biological treatment step. In this way the recalcitrant organic substances normally present in the LL can be partially or fully oxidized by ozone, improving the biodegradability of the mixture affluent to the biological step. Laconi (2012) studied the use of ozone after biological treatment of different effluents, among them LL, and noted that biological treatment followed by ozonation does not guarantee depurative levels sufficient for discharge for LL. On the contrary, thanks to the synergy between biological degradation and ozonation, integrated treatment significantly improves the process performance, thus allowing the discharge limits to be met

BOD/COD ratio showed an increase of 13.5% in test 5 and 20.7% in test 6. In other tests the increase in the ratio was below 5%. The increase of the biodegradability coefficient can be attributed to the ozone action. According to Qin, *et al.* (2013) and Yva *et al.* (2019) the ozone can be increase in the biodegradability coefficient, because it reacts with humic acids in waters and effluents. Humic acids in water may react with ozone via direct or indirect pathway, resulting in a decrease in molecular weight and an enhancement of biodegradability. In this way the increase of biodegradability can be attributed to a sum of factors such as the decrease in color, turbidity and ammoniacal nitrogen removal by stripping, which may have been potentiated by ozone



bubbling in the inflow current to the reactor. The presence of high color, turbidity and ammoniacal nitrogen can inhibit the proliferation of microorganisms, resulting in a decrease in the biodegradability coefficient. Although the ozone treatment has not achieved high results in the removal of organic matter, it is suggested the use as pre-treatment, as have been observed an increase of biodegradability and color removal of the mixture.

**Table 3.** Results of COD, BOD520 and pH after treatment with ozone.

Parameter	RTa	Experimental conditions A			RTa	Experimental conditions B		
		(1) 8.9 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	(2) 9.6 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	(3) 10.5 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>		(4) 8.9 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	(5) 9.6 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	(6) 10.5 gO <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>
COD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	0	518	318	364	0	339	332	459
	30	490	286	309	30	310	300	401
	60	477	253	275	60	290	297	389
	180	470	221	215	120	261(19.4)	270(48.0)	370(50.5)
	300	417(19.5)	215(32.4)	198(45.6)				
BOD <sub>5</sub> <sup>20</sup> (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	0	227	187	269	0	184	210	209
	30	210	156	200	30	165	158	187
	60	195	131	177	60	154	150	108
	180	193	123	146	120	129(29.9)	141(32.8)	90(56.9)
	300	183(38.0)	97(18.7)	133(19.4)				
pH	0	7.2	7.1	6.9	0	7.2	7.1	7.2
	30	7.1	7.3	7.2	30	7.1	7.3	7.1
	60	7.3	7.4	7.3	60	7.3	7.4	7.3
	180	7.4	7.5	7.5	120	7.4	7.5	7.4
	300	7.5	7.7	7.7				

With the tests 4, 5 and 6, it was found that the removal of organic matter occurred mainly in the first two hours of ozonation, that being the time in which it was observed the higher removal. After 2 hours of treatment to remove organic matter decreased probably due to the formation of by-products of ozonation, and because of the difficulty of degradation of recalcitrant compounds.

#### Results of statistical analysis

Tables 4 and 5 show, respectively, the results of the statistical tests carried out according to section 2.5 for the two cases addressed. In Tables 4 and 5 the gray cells with the x are where the test means are statistically equal at 1% of significance level.

In Table 4 the blank cells indicate that there is no evidence to accept that the means of the tests at the same time are statistically equal to the 1% significance level.

In Table 5 the blank cells indicate that there is no evidence to accept that the means of the same test at different times are statistically equal to the level of significance of 1%. In both Tables (4 and 5) the crossed cells are where the tests do not apply.

**Table 4.** Test for equality of the means of COD (BOD) at the same time.

Time	Comparison between the means of the COD tests										
	Test 6/5	Test 6/4	Test 6/1	Test 6/2	Test 6/3	Test 5/1	Test 5/2	Test 5/3	Test 1/2	Test 1/3	Test 2/3
0	SD	x	x	SD	SD	SD	x	x	SD	SD	x
30	SD	x	SD	SD	x	SD	x	x	SD	SD	x
60	x	x	SD	SD	x	SD	x	x	SD	SD	x
120	x	x	x	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
180	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	SD	SD	x
300	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	SD	SD	x

Time	Comparison between the means of the BOD tests										
	Test 6/5	Test 6/4	Test 6/1	Test 6/2	Test 6/3	Test 5/1	Test 5/2	Test 5/3	Test 1/2	Test 1/3	Test 2/3
0	x	x	x	x	x	x	x	SD	x	x	SD
30	SD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
60	SD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
120	SD	x	x	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
180	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	x	x	x
300	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	SD	x	SD

Note: (x) Statistical Equal; (SD) Statistical Different; (NA) Not Applicable

**Table 5.** Test for equality of the means of COD (BOD) for different times (min) in the same test.

Time	COD/Test						BOD/Test					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
0-30	x	x	x	x	x	SD	x	SD	SD	x	x	x
0-60	x	x	x	x	x	SD	x	SD	SD	x	SD	SD
0-120	NA	NA	NA	x	x	SD	NA	NA	NA	x	SD	SD
0-180	x	SD	SD	NA	NA	NA	x	SD	SD	NA	NA	NA
0-300	x	SD	SD	NA	NA	NA	x	SD	SD	NA	NA	NA
30-60	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
30-120	NA	NA	NA	x	x	SD	NA	NA	NA	x	x	SD
30-180	x	x	x	NA	NA	NA	x	x	x	NA	NA	NA
30-300	x	x	x	NA	NA	NA	x	SD	SD	NA	NA	NA
60-120	NA	NA	NA	x	x	x	NA	NA	NA	x	x	x
60-180	x	x	x	NA	NA	NA	x	x	x	NA	NA	NA
60-300	x	x	x	NA	NA	NA	x	x	x	NA	NA	NA
180-300	x	x	x	NA	NA	NA	x	x	x	NA	NA	NA

Note: (x) Statistical Equal; (SD) Statistical Different; (NA) Not Applicable

## Conclusions

The use of ozone in the conditions of this experiment proved to be effective in the treatment of the mixture LL + SS. Color removal of 86% was observed in the first two hours of treatment. The increase in ozone concentration has not presented an increase in efficiency of color and turbidity removal, evidencing the existence of a threshold from which O<sub>3</sub> ceases to be effective in the treatment.

The decrease in ozonation time from 300 to 120 minutes promoted a decrease in removal efficiency of true color and a similar effect was observed for turbidity, which is assigned to the form associated with the destruction of particles by turbulence brought in by the recirculation through reactor bundled session.

The increase in ozone concentration has enabled an increase in the removal of BOD<sub>5</sub> and COD. Removal of BOD<sub>5</sub> and COD was 51% and 44%, respectively. Removal of AC and TC was 86% and occurred mainly in the first two hours of ozonation. BOD/COD ratio showed an increase of 13.5% in the test 5 and 20.7% in the test 6, when the ozonation lasted 300 minutes. In the other tests, the increase was below 5%. In this way the increase of biodegradability can be attributed to a sum of factors that result in the decrease in color, turbidity and ammoniacal nitrogen.

The use of the up-flow oxidation reactor proved to be efficient to promote oxidation by ozone and to allow the ideal mixing conditions for the removal of compounds present in the mixture between LL and SS.

## Acknowledgements

*The authors acknowledge CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Level Personnel) for the scholarship (PROSUP) provided.*

## References

- Abu Amr, S. S., Abdul Aziz, H., Adlan, M. N., Bashir, M. J. K., (2013) Pretreatment of stabilized leachate using ozone/persulfate oxidation process, *Chem. Eng. J.*, **221**, 492-499. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.038>
- APHA, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition, Washington, DC.
- Aziz, H. A., Adlan, M. N., Zahari, M. S. M., Alias, S. (2004) Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH<sub>3</sub>) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone, *Waste Manage. Res.*, **22**, 371-375. <https://doi.org/10.1177/0734242X04047661>
- Bila, D. M., Montalvão, A. F., Silva, A.C., Dezotti, M., (2005) Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *J. Hazard. Mat.*, **117**, 235-242. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.09.022>
- Chaturapruek, A., Visvanathan, C., Ahn, K. H., (2005) Ozonation of membrane bioreactor effluent for landfill leachate treatment, *Environmental Technology*, 26, 65-73. doi: <https://doi.org/10.1080/09593332608618583>

- Cheng, L. H., Bi, X. J., JIANG, T. T., LIU, C. Q., (2011) Effect of Ozone Enhanced Flocculation on the Treatment of Secondary Effluent. International Conference on Environmental Science and Information Application Technology. *Procedia Environmental Sciences*, **10**, 555-560. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.090>
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M., (2010) Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate, *Journal of Hazard. Materials*, **182**, 730-734. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.095>
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M., (2011) Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. *Proc. Biochem.*, **46**, 148-153. doi: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.07.033>
- Di laconi, C. R., Ramadori, A., Lopez, A., (2006) Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, *Biochem. Eng. J.*, **31**, 118-124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.06.002>
- Gao, J. L., Oloibiri, V., Chys, M., De Wandel, S., Decostere, B., Audenaert, W., He, Y. L., Van Hulle, S. W. H., (2015) Integration of autotrophic nitrogen removal, ozonation and activated carbon filtration for treatment of landfill leachate, *Chem. Eng. J.*, **275**, 281-287. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.04.012>
- Gomes, A.I., Soares, T. F., Silva, T. S. C. V., Boaventura, R. A. R., Vilar, V. J. P. (2020) Ozone-driven processes for mature urban landfill leachate treatment: Organic matter degradation, biodegradability enhancement and treatment costs for different reactors configuration. *Science of the Total Environment*, **724**, 138083. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138083>
- Gomes, L. P. and Schoenell, E. K. (2018) Application of ozone and ozone + hydrogen peroxide to remove recalcitrant compounds in landfill leachates, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **23**(1),113-124. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018155758>
- Haapea, P., Korhonen, S., Tuhkanen, T., (2002) Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water, *Ozone Sci. Eng.*, **24**, 369-378. doi: <https://doi.org/10.1080/01919510208901627>
- Koslowzka, A. K., (2018) Pretreatment of stabilized landfill leachate using ozone, *Journal of Ecological Engineering*, **19**, 186-193. doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/89783>
- Laconi, C. D., Ramadori, Lopez, A., (2006) Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, *Biochem. Eng. J.*, **31**, 118-124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.06.002>
- Laconi, C. D., (2012) Biological treatment and ozone oxidation: Integration or coupling. *Bioresource Techn.*, **106**, 63-68. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.007>
- Lee, E., Lee, H., Kim, Y. K., Sohn, K., Lee, K., (2011) Hydrogen peroxide interference in chemical oxygen demand during ozone based advanced oxidation of an aerobically digested livestock wastewater, *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, **8**(2), 381-388.
- Marttinen, S., Kettunen, R., Sormunen, K., Soimasuo, R., Rintala, J., (2002) Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates, *Chemosphere*, **46**, 851- 858. doi: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- N. Mokhtarani, A. Nasiri, H. Ganjidoust, S. Y. Yasrobi, (2014) Post-Treatment of Composting Leachate by Ozonation. *Ozone: Sci. & Eng.*, **36**, 540-548. doi: <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.904737>
- Oloibiri, V., Ufomba, I., Chys, M., Audenaert, W. T. M., Demeestere, K. A., (2015) Comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation-flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. *Waste Management*, **43**, 335-342. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.014>
- Pauli, A. R., Espinoza-Quiñones, F. R., Trigueros, D. E. G., Módenes, A. M., de Souza, A. R. C., Borba, F. H., Kroumov, A. D., (2018) Integrated two-phase purification procedure for abatement of pollutants from sanitary landfill leachates, *Chem. Eng. J.*, **334**, 19-29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.028>
- Poblete, R., Oller, I., Maldonado, M., Cortes, E. Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogenperoxide, persulfate and adsorption processes. *Journal of Environmental Management*, **232**, 45-51. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.030>

- QIN, H., Chen, H., Zhang, X., Yang, G., Feng, Y., (2013) Efficient degradation of fulvic acids in water by catalytic ozonation with CeO<sub>2</sub>/AC. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **89**, 1402-1409. doi: <https://doi.org/10.1002/jctb.4222>
- Septiariva, I. Y., Padmi, T., Damanhuri, E. Helmy, Q., (2019) A study on municipal leachate treatment through a combination of biological processes and ozonation, *Matec Web of Conferences*, **276**, 06030. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20192760030>
- Shabiimam, M. A., Dikshit, A. K., (2012) Treatment of municipal landfill leachate by oxidants, *Am. J. Environ. Eng.*, **2**, 1-5. doi: <https://doi.org/10.5923/j.ajee.20120202.01>
- Silva, G. H. R., Daniel, L. a., (2015) Anaerobic effluent disinfection using ozone/chlorine. *Engenharia Sanitária & Ambiental*, **20**, 279-288. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000083662>
- Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L., Ghrabi, A., (2007) Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *J. Hazard. Mat.*, **140**, 316-324. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.023>
- Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L., Ghrabi, A., (2007) Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems, *J. Hazard. Mat.*, **140**, 316-324. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.023>
- Wang, F., Smith, D. W., El-Din, M. G., (2006) Age d raw landfill leachate: membrane fractionation, O<sub>3</sub> only and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O oxidation, and molecular size distribution analysis, *Water Research*, **40**, 463-474. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.038>
- Wang, H., Li, X., Hao, Z., Sun, Y., Wang, Y. W., Li, W., Tsang, Y. F. T., (2017) Transformation of dissolved organic matter in concentrated leachate from nanofiltration during ozone-based oxidation processes (O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/UV). *J. Environ. Manag.*, **191**, 244-251. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.021>
- Wang, Z. P., Zhang, Z., Lin, Y. J., Deng, N. S., Tao, T., Zhuo, K., (2002) Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-photooxidation process, *J. Hazard. Mat.*, **95**, 153-159. doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00116-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00116-4)
- Wu, J. J., Wu, C. C., Ma, H. W., Chang, C. C., (2004) Treatment of landfill leachate by ozonebased advanced oxidation processes, *Chemosphere*, **54**, 997-1003. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.006>

# REVISTA AIDIS

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

## USO DE MATRIZ PEDIGREE MODIFICADA NA ESCOLHA DE DADOS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

\* Gabriele Lohmann<sup>1</sup>  
Gino Roberto Gehling<sup>1</sup>  
Luiz Fernando de Abreu Cybis<sup>1</sup>

## APPLICATION OF A MODIFIED PEDIGREE MATRIX FOR CHOOSING ELEMENTARY COMPOSITION DATA OF MUNICIPAL SOLID WASTE

Recibido el 17 de agosto de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

The Municipal Solid Waste (MSW) elemental composition is important to determine its empirical chemical formula and so predict landfill gas generation. However, the determination of composition involves much work and high costs. This is a problem when resources are limited, as in the case of developing countries. In addition, data generation at later times makes direct analysis impossible because of the lack of a sample. Due to these difficulties, it is necessary to use secondary data which are carefully chosen to ensure greater robustness. This work aimed to propose a methodology for the choice of elementary composition data of MSW. The methodology originates from a tool used in life cycle assessment, the Pedigree Matrix. The Pedigree Matrix is used to evaluate data quality under the aspects of reliability, completeness and the temporal, geographic and technological correlations. Some modifications in the original Matrix were proposed in order to choose more robust secondary data of the elemental composition for MSW generated in Porto Alegre, RS. Temporal, geographic and technological correlations were removed from the original matrix. The qualitative correlation was added, while reliability and completeness were maintained. The modification of the Pedigree Matrix made it possible to choose more appropriate data. Using the composition of carbon, hydrogen, oxygen, and nitrogen the empirical chemical formulas were determined for the wastes generated in 1997 and 2010. The formula determined for organic matter in 2010,  $C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$ , was similar to that obtained analytically  $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$  demonstrating the viability of the proposed methodology.

**Keywords:** chemical composition of waste, chemical formula of waste, municipal solid waste; pedigree matrix, qualitative correlation.

<sup>1</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

\* Autor correspondiente: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Av. Bento Gonçalves, n. 9500. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 91501-970. Brasil. Email: [gabi.lohmann@gmail.com](mailto:gabi.lohmann@gmail.com)

## Resumo

A composição elementar de resíduos sólidos urbanos (RSU) permite determinar a sua fórmula química empírica e, assim, prever a geração de gases em aterros sanitários. Porém, essa determinação é trabalhosa, envolve custos elevados representando uma dificuldade quando existe limitação de recursos, como é o caso de países em desenvolvimento. Além disso, a geração de dados em épocas posteriores tornam impossível uma análise direta devido a inexistência da amostra. Diante destas dificuldades, faz-se necessária a utilização de dados secundários cuja escolha criteriosa garante maior robustez. Este trabalho teve por objetivo propor uma metodologia para a escolha de dados da composição elementar de RSU. A metodologia tem origem em uma ferramenta utilizada em avaliação de ciclo de vida, a matriz pedigree que é usada para avaliar a qualidade de dados sob os aspectos confiabilidade, completeza e correlações temporal, geográfica e tecnológica. Algumas alterações na matriz original foram propostas com o intuito de escolher com maior robustez dados secundários da composição elementar para RSU gerados em Porto Alegre, RS. Da matriz original retiraram-se as correlações temporal, geográfica e tecnológica. Acrescentou-se a correlação qualitativa, mantendo a confiabilidade e completeza dos dados. As alterações propostas permitiram a escolha de dados adequados. Com a composição de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio determinaram-se as fórmulas químicas empíricas para os resíduos gerados em 1997 e 2010. A fórmula determinada para a matéria orgânica em 2010,  $C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$ , assemelhou-se aquela obtida analiticamente  $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$  demonstrando a viabilidade da metodologia proposta.

**Palavras chave:** composição química de resíduos, correlação qualitativa, fórmula química de resíduos, matriz pedigree, resíduos sólidos urbanos.

## Introdução

Resíduos sólidos urbanos (RSU) são definidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) como resíduos domiciliares, originários das atividades domésticas em residências urbanas, e resíduos de limpeza urbana, que tem sua origem na varrição e limpeza de lougradouros e vias públicas e em outros serviços de limpeza urbana (Brasil, 2010).

A caracterização dos resíduos é feita a partir de propriedades físicas, químicas e de testes de performance (Lagerkvist *et al.*; 2011). A caracterização química elementar é importante, pois permite quantificar a contribuição dos resíduos domésticos para o fluxo total de substâncias em uma sociedade, verificar a qualidade dos resíduos domésticos recolhidos, identificar a origem de substâncias ambientalmente importantes e, por fim, modelar as emissões em unidades de tratamento ou disposição final de resíduos (Riber *et al.*, 2009). Com os dados da composição química elementar, determina-se a fórmula química empírica dos RSU e a partir desta, é possível estimar a geração de gases em aterros sanitários.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, é difícil encontrar dados da composição química de resíduos obtidos através de análises de laboratório. O preparo e análise de amostras é trabalhoso e requer conhecimento técnico e laboratórios com instalações sofisticadas (Yang *et al.*, 2018). Para estudos estimativos ou com resíduos que não são mais possíveis de serem

amostrados estas dificuldades podem resultar na necessidade de se utilizar informações obtidas de outras publicações. Quando os dados utilizados em um estudo são provenientes de outro autor diz-se que estes são dados secundários.

O trabalho com dados secundários é comum na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e requer uma avaliação da qualidade dos dados utilizados. Para isso, utiliza-se a Matriz Pedigree, a qual indica a robustez aos dados coletados (Weidema e Wesnaes, 1996).

A Matriz de Pedigree tradicional permite avaliar os dados a partir de cinco indicadores: confiabilidade, completeza, correlações temporal, geográfica e tecnológica. A cada indicador é atribuído um valor de 1 a 5. A atribuição do valor “1” significa uma melhor qualidade do dado para o indicador avaliado, enquanto um valor “5” significa baixa qualidade.

Os resultados aplicados com a matriz pedigree são apresentados por números separados por vírgula e entre parênteses. Cada número, na respectiva ordem, representa a classificação das categorias avaliadas (Weidema, 1998).

A interpretação da matriz dependerá do objetivo para o qual os dados serão utilizados. Além disso, os valores atribuídos a cada indicador não devem ser comparados entre si, pois cada indicador apresenta uma importância dentro do objetivo do estudo (Weidema, 1998). A matriz pedigree da forma como proposta por (Weidema e Wesnaes, 1996) não é aplicável para dados da composição química elementar de resíduos, pois a composição dos resíduos varia conforme dados socioeconômicos (Philippe e Culot, 2009) e a referida matriz não faz referência a este indicador ou algum indicador que permita avaliar a variabilidade na composição de resíduos.

Devido às dificuldades para obtenção de dados primários da composição química de RSU e às limitações para aplicação da Matriz Pedigree de Weidema este trabalho teve por objetivo propor uma modificação na matriz pedigree para obter, com maior robustez, dados da composição química elementar e a fórmula química empírica para os RSU de Porto Alegre considerando a sua composição qualitativa (ou composição gravimétrica) nos anos de 1997 e 2010.

## Metodologia

Os dados da composição qualitativa dos RSU de Porto Alegre nos anos de 1997 e 2010 foram obtidos, respectivamente, de (Reis *et al.*, 2003) e (Fleck e Reis, 2011). A primeira modificação proposta na Matriz Pedigree de Weidema foi a eliminação das correlações temporal, geográfica e tecnológica.



Considerando que os dados de Porto Alegre utilizados no presente trabalho são de 1997 e 2010 e que dados mais robustos sobre a composição de RSU são obtidos na literatura em períodos mais recentes, optou-se por retirar a correlação temporal da Matriz Pedigree proposta.

Todos os trabalhos avaliados utilizaram a mesma metodologia de determinação da composição elementar, portanto, eliminou-se a correlação tecnológica da matriz proposta.

A correlação geográfica foi desconsiderada, pois conforme (SOUZA et al., 2014) diferentes cidades em um mesmo país podem ter diferentes taxas e composição de resíduos. Estes autores resumiram valores de geração e composição dos principais RSU em diversos países. Observaram que economias mais avançadas, no geral, geram resíduos com menor parcela de matéria orgânica e que os resíduos das cidades Tulsipur e Catmandu, no Nepal, continham respectivamente, 46% e 71% de matéria orgânica.

Estas diferenças na composição dos resíduos entre cidades de uma mesma região e o fato de não existirem muitos dados da composição química elementar das diferentes frações qualitativas dos RSU e os disponíveis são de diferentes regiões do mundo levaram a segunda alteração na matriz pedigree, em que se propôs a inclusão do indicador correlação qualitativa (ou correlação gravimétrica). O indicador permite comparar as composições dos RSU de diferentes locais e identificar aqueles cuja composição qualitativa é mais similar. Para isso, a composição dos RSU dos artigos foram comparados aos dados de Porto Alegre para os anos de 1997 (Reis *et al.*, 2003) e 2010 (Fleck e Reis, 2011). A comparação se deu a partir da soma das frações papel, papelão e matéria orgânica que representam os materiais rapidamente degradáveis (RD) (Russo, 2005). Quanto mais semelhante a quantidade da fração RD no artigo analisado com os resíduos de Porto Alegre, maior a correlação qualitativa.

Da matriz pedigree original foram mantidas a confiabilidade e a completeza. A confiabilidade avaliou a qualidade do dado considerando que dados primários receberam melhor pontuação do que dados secundários. Dados obtidos de amostras de RSU analisadas foram considerados primários e tem, portanto, maior confiabilidade. Se a amostra analisada correspondeu a materiais que compõem os resíduos, ou seja, um material nobre que virá a se tornar RSU algum dia, estes dados tiveram menor confiabilidade que uma amostra de RSU realmente gerado. Na completeza avaliou-se a utilização ou não de uma metodologia de amostragem e se esta permitiu obter uma amostra representativa.

A nova matriz, apresentada na Tabela 1, foi aplicada para diferentes trabalhos que continham os teores de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O) e nitrogênio (N) para diferentes frações qualitativas (ou frações gravimétricas) de RSU. Os artigos selecionados para representar a

composição de cada fração qualitativa, foram aqueles com melhor classificação na matriz. Desta seleção foram obtidos dados da composição química elementar para os resíduos de Porto Alegre.

**Tabela 1.** Proposta de modificação da matriz pedigree de Weidema para aplicação em RSU.

Pontuação	Confiabilidade	Indicador	
		Correlação qualitativa	Completeza
1	Composição elementar de RSU obtidos de medições primárias	0 a 15% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Metodologia de coleta torna a amostra representativa
2	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de medições primárias	16 a 30% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Metodologia de coleta torna a amostra pouco representativa
3	Composição elementar de RSU obtidos de outras fontes	31 a 45% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Não indica o método de coleta
4	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de outras fontes	mais de 45% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Amostra não refere-se a RSU destinado para coleta
5	Origem dos dados desconhecida ou não informada	Composição qualitativa incompleta ou inexistente	Sem informação da origem da amostra

Fonte: autoria própria

Ressalta-se que os indicadores foram avaliados na ordem apresentada na Tabela 1: confiabilidade, correlação qualitativa e completeza. Esta ordem de avaliação foi adotada para garantir a melhor análise dos dados, considerando que dados obtidos por análises de amostra de RSU são mais representativos e a correlação qualitativa permite identificar as composições mais próximas dos RSU de Porto Alegre.

Algumas frações qualitativas correspondem a mistura de diferentes materiais ou a junção de duas frações. Nestes casos a composição química elementar e a umidade destas frações foram calculadas com as Equações (1) e (2), respectivamente.

$$PE_{j,m} = \frac{\sum_i [PE_{j,i} * (1-U_i) * D_{i,m}]}{\sum_i [(1-U_i) * D_{i,m}]}$$

**Equação (1)**

Onde:

PE<sub>j,m</sub>: porcentagem do elemento j na fração misturada (% em massa seca);

PE<sub>j,i</sub>: porcentagem do elemento j na fração i (% em massa seca);

U<sub>i</sub>: umidade da fração i (% em peso úmido);

D<sub>i,m</sub>: distribuição da fração i na mistura das frações (%) (0,5 para cada fração quando duas frações distintas dão origem a fração misturada).

$$U_m = \sum_i (U_i \cdot D_{i,m})$$

**Equação (2)**

Onde:

U<sub>m</sub>: Umidade da fração resultante da mistura das frações i (% em massa úmida);

U<sub>i</sub>: umidade da fração i (% em massa úmida);

D<sub>i,m</sub>: distribuição da fração i na mistura das frações (%).

Em cada trabalho avaliado identificou-se para quais frações qualitativas havia a composição química elementar. Elencou-se, então, quais trabalhos contemplavam cada uma das frações qualitativas consideradas nos RSU de Porto Alegre. A escolha do trabalho que forneceu a composição química elementar da fração qualitativa se deu a partir da matriz pedigree modificada. Aquele com melhor classificação na matriz foi a fonte para o dado da composição elementar da fração qualitativa.

Com a composição química elementar determinaram-se a massa dos elementos e a fórmula química empírica do resíduo de Porto Alegre nos anos de 1997 e 2010.

Para cada fração qualitativa, as massas foram obtidas a partir da Equação (3).

$$ME_{j,i} = MR \cdot PF_i \cdot (1 - U_i) \cdot PE_{j,i}$$

**Equação (3)**

Onde:

ME<sub>j,i</sub>: massa do elemento j na fração i (kg);

MR: massa total de resíduo aterrado (kg);

PF<sub>i</sub>: porcentagem da fração qualitativa i no resíduo aterrado (% em massa úmida);

U<sub>i</sub>: umidade da fração qualitativa i (% em massa úmida);

PE<sub>j,i</sub>: porcentagem do elemento j na fração qualitativa i (% em massa seca).

A massa total de cada elemento, no resíduo, foi obtida do somatório de suas massas em cada uma das frações qualitativas de acordo com a Equação (4).

$$ME_j = \sum_i ME_{j,i}$$

**Equação (4)**

Onde:

ME<sub>j</sub>: massa total do elemento j no resíduo aterrado (kg);

ME<sub>j,i</sub>: massa do elemento j na fração qualitativa i (kg).

A massa total de cada elemento no resíduo (em kg) foi dividida pela sua massa molar (em kg.mol<sup>-1</sup>) resultando no número de mols. Desconsiderando o enxofre (S), que segundo Russo (2005) é insignificante na constituição dos principais componentes dos RSU, a fórmula química empírica foi obtida dividindo-se o número de mols de cada elemento pelo menor número de mols obtido de acordo com a Equação (5).

$$I_E = \frac{n_E}{n_{\text{menor}}}$$

**Equação (5)**

Onde:

$I_E$ : índice do elemento químico na fórmula química empírica(-);

$n_E$ : o número de mols deste mesmo elemento (mol);

$n_{\text{menor}}$ : menor número de mol obtido (mol).

De forma análoga, foram determinadas as fórmulas químicas empíricas das frações rápida e lentamente degradáveis considerando que papel, papelão e matéria orgânica são rapidamente degradáveis, e que embalagens multicamadas, madeira, têxteis, couros e borracha são lentamente degradáveis. Também, foi determinada, separadamente, a fórmula química da fração matéria orgânica.

### Resultados e discussão

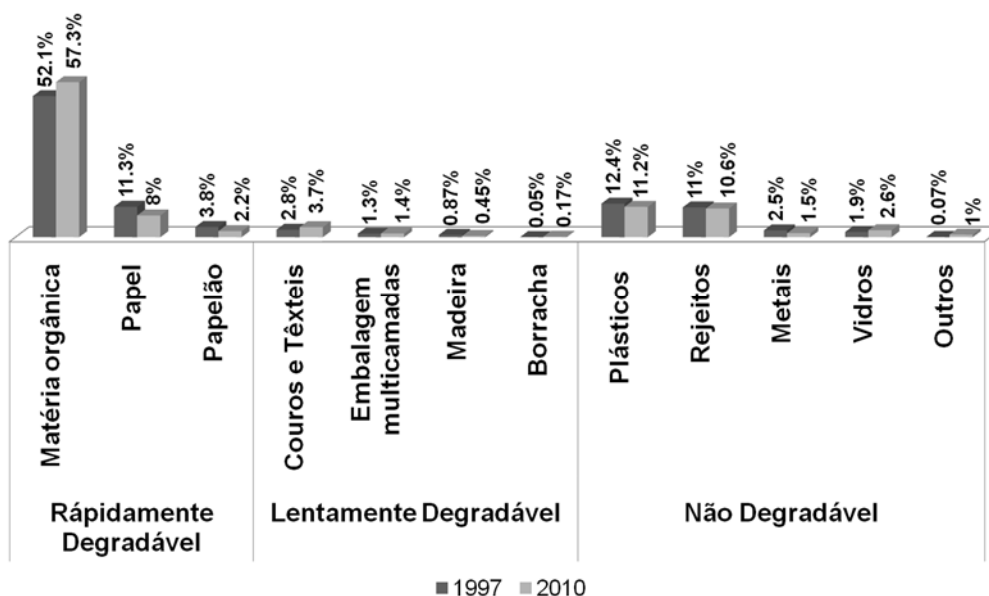
As composições qualitativas dos resíduos de Porto Alegre, em 1997 e 2010, e cuja destinação foi aterros sanitários são apresentadas na Figura 1.

Tanto em 1997 quanto em 2010 a fração com maior composição foi a matéria orgânica com 52.10 e 57.57%, respectivamente. Plásticos, papel e rejeitos com uma variação de 8 a 12% representaram as frações com maiores composições depois da matéria orgânica. A fração rapidamente degradável, composta por papel, papelão e matéria orgânica, correspondeu a 67% da composição qualitativa total.

O resultado da aplicação da matriz pedigree de Weidema (1998) modificada nas referências contendo a composição elementar de diferentes frações de resíduos sólidos é apresentado na Tabela 2. Para justificar as categorias que constam na tabela serão detalhadas as referências 1 e 7.

Na Tabela 2, a matriz pedigree para o primeiro artigo apresentado na referida tabela foi (1,1,3). Os dados de composição elementar apresentados por Ansah *et al.* (2016) são primários e referem-se a RSU e, portanto, justificam a atribuição 1 para a categoria confiabilidade. Na próxima categoria, correlação qualitativa, compararam-se as frações rapidamente degradáveis do

trabalho avaliado e dos resíduos de Porto Alegre em 1997 (REIS *et al.*, 2003) e 2010 (Fleck e Reis, 2011). A diferença entre ambas foi menor que 15%, portanto foi atribuído o valor 1 para a correlação qualitativa. Por fim, à categoria completeza o valor conferido foi 3, pois não há indicação do método de coleta de amostra, não sendo possível garantir a representatividade da amostra analisada.



**Figura 1.** Composição qualitativa dos RSU de Porto Alegre destinados a aterros sanitários nos anos de 1997 e 2010  
Fonte: Reis *et al.* (2006); Fleck e Reis (2011).

A referência 7 da Tabela 2, Tchobanoglous *et al.* (1993), obteve (5,2,5) na matriz pedigree modificada. Por apresentar dados de composição elementar secundários recebeu o primeiro “5”. A diferença com relação à fração rapidamente degradável de Porto Alegre foi cerca de 26%, resultando em um valor 2 para a correlação qualitativa. À completeza atribuiu-se um valor 5, pois não há informações da origem e do método de coleta das amostras. Da mesma forma como descrito para os trabalhos 1 e 7 da Tabela 2, os demais foram avaliados e classificados de acordo com a matriz pedigree modificada.

Apesar da melhor classificação na matriz, os artigos 12 e 15 não foram utilizados, pois não apresentaram a informação do teor de oxigênio. Da verificação das frações qualitativas contempladas nas referências bibliográficas avaliadas na Tabela 2, elaborou-se a Tabela 3. É necessário destacar da Tabela 3 que para a fração couros, apenas em Tchobanoglous *et al.* (1993)

foi possível obter a composição química exclusivamente de couros. As demais referências, quando trazem a informação, consideram a fração couros misturada com têxteis e borracha como apresentado, por exemplo, por Hla e Roberts (2015) e Themelis *et al.* (2002).

**Tabela 2.** Aplicação da matriz pedigree modificada em referências contendo a composição química elementar para diferentes frações de RSU.

Ordem	Referências	Indicadores da matriz pedigree modificada		
		Confiabilidade	Correlação Qualitativa	Completeza
1	Ansah <i>et al.</i> (2016)	1	1	3
2	SØrum <i>et al.</i> (2001)	2	5	4
3	Komilis <i>et al.</i> (2012)	2	5	4
4	Shi <i>et al.</i> (2016)	1	3	2
5	Hla e Roberts (2015)	1	3	2
6	Baawain <i>et al.</i> (2017)	1	4	1
7	Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993)	5	2	5
8	Igoni <i>et al.</i> (2007)	1	3	2
9	SØrum <i>et al.</i> (2001)	2	5	4
10	Themelis <i>et al.</i> (2002)	3	2	5
11	Zhou <i>et al.</i> (2014)	5	1	5
12	Gidakos <i>et al.</i> (2006)	1	1	1
13	Wang e Nie (2001)	5	5	5
14	Arafat <i>et al.</i> (2015)	5	5	5
15	Koufodimos e Samaras (2002)	1	1	1
16	Lin <i>et al.</i> (2017)	2	5	4

Fonte: autoria própria

A fração rejeito foi considerada como papeis de uso sanitário devido a disponibilidade de dados para estes materiais. Para as frações embalagem multicamadas, rejeitos, isopor e inertes apenas uma referência disponibilizou a informação de composição química elementar conforme Tabela 3.

As referências 1 a 8 da Tabela 2 foram utilizadas para determinar a composição química elementar dos RSU de Porto Alegre e a umidade deles. Considerando que para cada fração qualitativa apenas o trabalho mais bem avaliado na matriz pedigree modificada foi utilizado como fonte do dado conforme apresentado nas Tabelas 4 e 5. O trabalho número 5 não apresentou dados referente a umidade das frações papelão, metais, têxteis e vidros. Neste caso, a referência 7 forneceu a umidade das frações tendo em vista que Baawain *et al.* (2017) determinaram a umidade total dos RSU analisados e encontraram valores dentro da faixa proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993).

**Tabela 3.** Disponibilidade de dados da composição química elementar por fração qualitativa.

Fração Qualitativa	Referências (ordenadas de acordo com a Tabela 2)
Papel	1, 6, 7, 8, 10, 11, 13, 14 e 16
Papelão	6, 7 e 10
Embalagem Multicamadas	3
Metais	6, 7 e 10
Plásticos	7, 8, 10, 11 e 14
PVC	2, 9 e 11
Madeira	1, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 13, 14 e 16
Têxteis	6, 7, 10, 11, 13 e 14
Couros	7
Borracha	4, 7, 11 e 16
Vidros	6, 7 e 10
Isopor	4
Rejeito	3
Matéria Orgânica	5, 6, 7, 8, 11, 13, 14 e 16
Inertes	7

Fonte: autoria própria

As composições químicas elementares determinadas, para os anos de 1997 e 2010, são apresentadas nas Tabelas 4 e 5. Nestas tabelas a composição da fração matéria orgânica resulta da mistura de restos de alimentos e de jardim considerando-se 50% de cada material. O mesmo ocorre para as frações têxteis e couros da Tabela 4 que foram unidas em uma fração única a qual considerou-se contendo 50% de cada fração.

A partir dos dados da Tabela 4, a fórmula química empírica determinada para os resíduos de Porto Alegre, no ano de 1997, foi  $C_{50.43}H_{80.45}O_{30.79}N$ , enquanto as fórmulas empíricas para as frações rápida e lentamente degradáveis foram, respectivamente  $C_{35.31}H_{59.36}O_{24.06}N$  e  $C_{17.18}H_{28.65}O_{8.38}N$ .

Quando determinada com a composição qualitativa de 2010 (Tabela 5) a fórmula química empírica do resíduo total obtida foi  $C_{54.98}H_{86.33}O_{32.92}N$ , para a fração rapidamente degradável foi  $C_{33.10}H_{54.30}O_{21.50}N$  e para a lentamente degradável  $C_{48.09}H_{75.43}O_{30.35}N$ .

A composição química elementar da fração matéria orgânica dos resíduos gerados em Porto Alegre foi determinada analiticamente pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) do município no ano de 2010 e resultou na fórmula química empírica  $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$  (Porto Alegre, 2013; Fleck *et al.*, 2015). Com os dados da Tabela 5 a fórmula química empírica determinada, em

2010, para a fração matéria orgânica foi  $C_{28,27}H_{43,44}O_{15,93}N$ . Comparando a fórmula obtida analiticamente para a fração matéria orgânica ( $C_{33,3}H_{57,6}O_{17}N$ ) com aquela determinada neste trabalho a partir de dados secundários ( $C_{28,27}H_{43,44}O_{15,93}N$ ), observa-se que as fórmulas químicas são muito semelhantes. . As massas molares para a fração matéria orgânica considerando as fórmulas químicas  $C_{28,27}H_{43,44}O_{15,93}N$  e  $C_{33,3}H_{57,6}O_{17}N$  são, respectivamente 652,21 e 744,02 g/mol. A massa molar resultante da determinação analítica da fração matéria orgânica têm aproximadamente 92 g/mol, ou 12,3%, a mais que a obtida a partir dos dados da matriz pedigree modificada.

**Tabela 4.** Composição química elementar dos RSU enviados a aterro sanitário no ano de 1997.

Fração Qualitativa	Umidade (%)	Composição elementar (% em peso - base seca)					Referência (1)
		Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	
Papel	5.95	41.43	6.87	49.83	1.01	0.86	1
Papelão	5.2	38.36	5.66	38.79	0.43	0.57	6
Embalagem multicamadas	8	43.1	6.8	34.7	0.13	0	3
Metais	3	4.25	0.27	0	0.44	0	6
Plásticos	0.3	56	6	26	0	0	8
Madeira	9.31	45.69	7.57	56.16	1.89	1.01	1
Têxteis e Couro	10	53.16	6.7	25.78	5.34	0.48	6, 7
Borracha	9.3	43.94	5.13	49.64	0.18	0.01	4
Vidro	2	0.4	0.1	0	0.13	0	6
Rejeito	5	41.8	6.31	47.8	0.083	0	3
Matéria orgânica	65.25	48	6.12	35.64	1.96	0.21	5
Inertes	8	26.3	3	2	0.5	0.2	7

(1) Os números indicativos das referências correspondem à ordem de sua apresentação na Tabela 2.

Fonte: Ansah et al. (2016); Baawain et al. (2017); Hla e Roberts (2015); Igoni et al. (2007); Komilis et al. (2012); Shi et al. (2016); Tchobanoglous et al. (1993).

A correlação qualitativa foi decisiva para a escolha da melhor referência a ser usada. Com a inclusão deste indicador foi possível coletar dados mais condizentes com a realidade de Porto Alegre.

Os resultados indicam que a utilização de dados da literatura para determinar a composição elementar de RSU é uma alternativa viável para estudos com resíduos gerados em períodos anteriores o que torna impossível a amostragem destes.



A diferença nas fórmulas químicas empíricas para os dois anos avaliados deve-se à diferença na composição qualitativa. É possível observar o efeito da composição qualitativa na fórmula química empírica em outros trabalhos como, por exemplo, em Baawain *et al.* (2017), que obtiveram para os resíduos de Muscat, a fórmula  $C_{125}H_{230}O_{70}N$ . A composição elementar média utilizada por estes autores não difere muito daquela obtida para Porto Alegre, porém as fórmulas químicas apresentam diferenças, provavelmente devido às diferenças na composição qualitativa dos resíduos. Em Porto Alegre, no ano de 2010, aproximadamente 57% dos resíduos eram representados pela fração matéria orgânica, enquanto que em Muscat, no ano de 2015 esta fração representava, apenas cerca de 14%. Ao olharmos para os plásticos, Porto Alegre apresentava 11.23% desta fração e Muscat 29%. Os plásticos representam uma das frações qualitativas com o maior teor de carbono (Komilis *et al.*, 2012). Este fato aliado com a sua maior proporção na composição qualitativa podem resultar em uma fórmula química com um maior número de átomos do elemento.

**Tabela 5.** Composição química elementar dos RSU enviados a aterro sanitário no ano de 2010.

Fração Qualitativa	Umidade (%)	Composição elementar (% em peso-base seca)					Referência (1)
		Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	
Papel	5.95	41.43	6.87	49.83	1.01	0.86	1
Papelão	5.2	38.36	5.66	38.79	0.43	0.57	6
Embalagem multicamadas	8	43.1	6.8	34.7	0.13	0	3
Metais	3	4.25	0.27	0	0.44	0	6
Plásticos	0.3	56	6	26	0	0	8
PVC	0	41.4	5.3	5.83	0.04	0.03	2
Madeira	9.31	45.69	7.57	56.16	1.89	1.01	1
Têxteis	10	46.32	5.45	39.97	0.69	0.57	6
Couros	10	60	8	11.6	10	0.4	7
Borracha	9.3	43.94	5.13	49.64	0.18	0.01	4
Vidro	2	0.4	0.1	0	0.13	0	6
Rejeito	5	41.8	6.31	47.8	0.083	0	3
Isopor	0.45	85.4	9.67	0.58	3.02	0.4	4
Matéria orgânica	65.25	48	6.12	35.64	1.96	0.21	5
Inertes	8	26.3	3	2	0.5	0.2	7

(1) Os números indicativos das referências correspondem à ordem de sua apresentação na Tabela 2.

Fonte: Ansah *et al.* (2016); Baawain *et al.* (2017); Hla e Roberts (2015); Igoni *et al.* (2007); Komilis *et al.* (2012); Shi *et al.* (2016); Sørnum *et al.* (2001); Tchobanoglous *et al.* (1993).

A fórmula química do resíduo permitirá estimar as emissões atmosféricas em aterros sanitários e sistemas de degradação anaeróbia e o requerimento de oxigênio em processos de compostagem. Para estas estimativas Tchobanoglous *et al.* (1993) apresentam metodologias baseadas na fórmula química de RSU.

Russo (2005) utilizou a metodologia de Tchobanoglous *et al.* (1993) para estimar a geração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> em um aterro sanitário em Matosinhos, Portugal. Na cidade paulista de Rio Claro, Braz e Silva (2001) também aplicaram este modelo de geração de gases aos resíduos depositados no aterro sanitário da cidade.

Arafat e Jijakli (2013) avaliaram, a partir da fórmula química dos resíduos, o potencial da gaseificação para produção de energia e tratamento de RSU.

É necessário destacar que para cálculos mais confiáveis de geração de gases em aterros sanitários ou mesmo para avaliação de processos de tratamento de resíduos seria indispensável uma análise dos RSU gerados em Porto Alegre. Apenas, assim, pode-se garantir que os dados refletem a realidade e trazem resultados coerentes.

### Conclusões

A utilização de dados secundários mostrou-se viável para estudos com resíduos gerados em períodos anteriores e cuja amostragem não é mais possível.

A matriz pedigree modificada mostrou-se uma metodologia adequada para a escolha de dados secundários de composição química de RSU. A substituição das correlações temporal, geográfica e tecnológica pela correlação qualitativa foi essencial para obtenção de dados mais adequados.

A aplicação dos dados de composição química elementar secundários, resultou na fórmula química da fração matéria orgânica C<sub>28,27</sub>H<sub>43,44</sub>O<sub>15,93</sub>N, condizente com aquela determinada analiticamente C<sub>33,3</sub>H<sub>57,6</sub>O<sub>17</sub>N. As massas molares para estas duas situações apresentaram 92 g/mol de diferença. Isto indica que a proposta de modificação na matriz pedigree possibilitou a escolha de dados que resultou em uma composição elementar coerente.

As fórmulas químicas dos RSU são afetadas pelas composições qualitativa e química elementar dos mesmos. A semelhança das composições qualitativas e elementares resultam em fórmulas químicas similares para diferentes resíduos. A predominância de frações qualitativas ricas em determinado elemento resulta em uma fórmula química do resíduo com elevado teor deste elemento.

- Gidakos, E., Havas, G., Ntzamilis, P. (2006) Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, **26**(2006), 668-679. Acesso em 26 de julho de 2017, disponível em :  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X05002011?via%3Dihub>
- Hla, S. S., Roberts, D. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia.(2015) *Waste Management*, **41**(2015), 12-19. Acesso em 14 de fevereiro de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15002330?via%3Dihub>
- Igoni, A. H. Ayotamuno, M. J., Ogaji, S. O. T., Probert, S. D. (2007) . Municipal solid-waste in Port Harcourt, Nigeria. *Applied Energy*, **84**(2007), 664-670. Acesso em 17 de julho de 2017. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306261906001644>
- Komilis, D.Evangelou, A., Giannakis, G., Lymperis, C. (2012) Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Management*, **32**(2002), 372-381. Acesso em 26 de julho de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X11004983?via%3Dihub>
- Koufodimos, G., Samaras, Z. (2002) Waste management options in southern Europe using field and experimental data. *Waste Management*, **22**(2002), 47-59. Acesso em 03 de agosto de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X01000319>
- Lagerkvist, A., Ecke, H., Christensen, T. H. (2011) Waste Characterization: Approaches and Methods. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.) *Solid Waste Technology and Management - V.I.* [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 63-84.
- Lin, Y. Ma, X., Peng, X., Yu, Z. (2017) Hydrothermal carbonization of typical components of municipal solid waste for deriving hydrochars and their combustion behavior. *Bioresource Technology*, **243** (2017), 539-547, 2017. Acesso em 02 de agosto de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417310210?via%3Dihub>
- Philippe, F., Culot, M. (2009) Household solid waste generation and characteristics in Cape Haitian city, Republic of Haiti. *Resources, Conservation and Recycling*, **54** (2), 73-78. Acesso em 02 de agosto de 2017, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344909001359>
- Porto Alegre. Prefeitura Municipal de Porto Alegre. *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*. 2013, 393 p.
- Reis, M. F. P., Ellwanger, R. M., Gonçalves Junior, N. E., Onofrio, E. T. (2003) Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS - ano 2002. Em: *I Congresso Brasileiro de Agroecologia*. Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T. H. (2009) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, **29**(4), 1251-1257. Acesso em 02 de agosto de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X08003322?via%3Dihub>
- Russo, M. A. T. (2005) *Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário*. Doutorado em Engenharia Civil. Escola de Engenharia. Universidade do Minho, Minho, 298 pp.
- Shi, H. Mahinpey, N., Aqsha, A., Silbermann, R. (2016) Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modeling of municipal solid waste. *Waste Management*, **48**(2016), 34-47. Acesso em 26 de julho de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15301458?via%3Dihub>
- Sørum, L. Skreiberg, Ø., Glarborg, P., Jensen, A., Dam-Johansen. (2001) Formation of NO From Combustion of Volatiles From Municipal Solid Wastes. *Combustion and flame*, **123**(2001), 195-212. Acesso em 03 de agosto de 2017, disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S001021800001942>

As fórmulas químicas dos resíduos têm aplicação na estimativa da emissão de gases em aterros sanitários e sistemas de digestão anaeróbia, no cálculo do requerimento de oxigênio em processo de compostagem e, ainda, na determinação do potencial de produção de energia a partir da gaseificação de RSU.

Para cálculos mais confiáveis de geração de gases em aterros sanitários, ou mesmo para avaliação de processos de tratamento de resíduos, seria indispensável uma análise dos RSU gerados em Porto Alegre de maneira a garantir que os dados refletem a realidade e são coerentes.

### 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

- Ansah, E., Wang, L., Shahbazi, A. (2016) Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. *Waste Management*, **56**(2016), 196-206. Acesso em 02 de agosto de 2017, disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27324928>
- Arafat, H. A., Jijakli, K. (2013) Modeling and comparative assessment of municipal solid waste gasification for energy production. *Waste Management*, **33**(2013), 1704-1713. Acesso em 23 de agosto de 2017, disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23726119>
- Arafat, H. A., Jijakli, K., Ahsan, A. (2015) Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, **105** (2015), 233-240. Acesso em 12 de setembro de 2016, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613008470?via%3Dihub>
- Baawain, M., Al-Mamun, A., Omidvarborna, H., Al-Amri, W. (2017) Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. *Journal of Cleaner Production*, **148**(2017), 355-362. Acesso em 14 de julho de 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617302172?via%3Dihub>
- Brasil, Presidência da República, Casas Civil (2010) *Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.* Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília-DF, 02 de agosto de 2010. Acesso em 01 de novembro de 2016. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2007-2010/2010/lei/12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/12305.htm)
- Braz, J. A., da Silva, C. L.(2001) Avaliação Do Potencial Energético Do Biogás De Aterro Sanitário Gerado Pelos Resíduos Sólidos Domésticos Do Município De Rio Claro. *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. João Pessoa, 2001.
- Fleck, E., Reichert, G. A., Rodrigues, A. B.Fernandes, I. D.(2015) Estimativa Da Composição Elementar Do Resíduo Sólido Domiciliar De Porto Alegre , RS. *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro: 2015.
- Fleck, E., Reis, M. F. P. (2011) Caracterização Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Porto Alegre. *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre-RS, 2011.

- Sørum, L., Grønli, M. G., Hustad, J. E. (2001) Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes. *Fuel*, **80**(2001), 1217-1227. Acesso em 26 de julho de 2017, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236100002180>
- Souza, R. C. C. de, Baettker, E. C., Nagalli, A., Izzo, R. L. dos S. (2014) . Métodos estimativos da geração e composição de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. *Revista Engenharia e Construção Civil*, **1**( 2), 24-39. Acesso em 26 de outubro de 2016, disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/b265/4231b06bd9e8cd91ee85e20b2a3da594d0ed.pdf>
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Samuel, V. (1993) Physical, Chemical, And Biological Properties of Municipal Solid Waste. In: *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw Hill, Boston, 1993.
- Themelis, N. J., Kim, Y. H., Brady, M. H.(2002) Energy recovery from New York City municipal solid wastes. *Waste Management & Research*, **20**(2002), 223-233. Acesso em 02 de agosto de 2017, disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0734242X0202000303>
- Wang, H., Nie, Y. (2001) Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **51**, 250-263. Acesso em 31 de julho de 2017, disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11256500>
- Weidema, B. P.(1998) Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **3**(5), 259-265. Acesso em 09 de maio de 2018, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02979832>
- Weidema, B. P., Wesnaes, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators\*. *Journal of Cleaner Production*, **4**(3-4), 167-174. Acesso em 09 de maio de 2018, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652696000431>
- Wilson, D. C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. A., Alabaster, G. (2012) . Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Management & Research*, **30**(3), 237-254. Acesso em 31 de julho de 2017, disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X12437569>
- Zhou, H., Meng, A., Long, Y., Li, Q., Zhang, Y. (2014) An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **36**(2014), 107-122. Acesso em 14 de fevereiro de 2017, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032114002512>

# REVISTA AIDIS

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

## QUALIDADE DA ÁGUA COMO RETRATO DA VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL: O CASO DO RIO COCÓ - FORTALEZA/CE

## WATER QUALITY AS A PORTRAIT OF SOCIO- ENVIRONMENTAL VULNERABILITY: THE CASE OF COCÓ RIVER - FORTALEZA / CE

\* Camila Santiago Martins Bernardini<sup>1</sup>  
Fernando José Araújo da Silva<sup>1</sup>  
Carlos de Araújo Farrapeira Neto<sup>2</sup>  
Gabriella de Lima Souza Albuquerque<sup>3</sup>  
Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar<sup>3</sup>  
Raquel Jucá de Moraes Sales<sup>3</sup>  
Luciana de Souza Toniolli<sup>4</sup>

Recibido el 27 de agosto de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

*Multiple factors influence the change in the quality of water resources. Industrialization, geographical conditions, demographic explosion, disordered land use and occupation are among the main factors. Thus, the objective is to analyze the water quality of the Cocó River from the perspective of the social and environmental vulnerability of its urban banks. The qualitative-quantitative methodology was based on the monitoring of 07 (seven) points of the river carried out by the State Superintendence of the Environment. One of them was chosen for analysis, due to the intense population density. Using the IQA (Water Quality Index) method, the parameters were: thermotolerant coliform (CTT), biochemical oxygen demand (BOD) and dissolved oxygen (DO). The data provided for Brazilian conditions (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB)) was calibrated and systematized in Excel spreadsheets and charts. As results, there is a scenario of local socio-environmental and sanitary commitment. All the numbers observed in the BOD, OD, CTT, IQA averages, in addition to the HDI, are lower than the sanitary, environmental and social quality standards, evidencing multiple anthropic and negative natural impacts - contamination of soil and groundwater, fauna and flora, besides being an increment of vectors and contaminating agents that have as vehicle of transmission the water. It is concluded that there is a growing need to ascertain and understand the factors influencing water quality, as well as to anticipate future impacts, in order to seek social well-being and environmental quality.*

**Keywords:** contamination, environmental vulnerability, quality of water.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

<sup>2</sup> Unidade de Gestão, Faculdade Pitágoras Fortaleza, Brasil.

<sup>3</sup> Centro de Tecnologia, Universidade de Fortaleza, Brasil.

<sup>4</sup> Escola Técnica da Grande Fortaleza, Brasil.

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Rua Fiscal Vieira, 3781 – ap. 201 – Bairro Joaquim Távora, Fortaleza, Ceará, Brasil. CEP: 60120-170. Email: [milabernardini@yahoo.com.br](mailto:milabernardini@yahoo.com.br)

## Resumo

Múltiplos são os fatores de influência na alteração da qualidade dos recursos hídricos. A industrialização, as condições geográficas, a explosão demográfica, o uso e ocupação desordenados do solo estão entre os principais fatores. Desse modo, tem-se como objetivo analisar a qualidade da água do Rio Cocó sob a perspectiva da vulnerabilidade socioambiental de suas margens urbanas. A metodologia quali-quantitativa partiu do monitoramento de 07 (sete) pontos do rio realizado pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Foi elegido um deles para análise, pelo intenso adensamento populacional. Utilizando o método do IQA - Índice de Qualidade das Águas, tomou-se os parâmetros coliformes termotolerantes (CTT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). Calibrou-se os dados fornecidos para condições brasileiras (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB)) e os sistematizou em planilhas Excel e gráficos. Como resultados, há um cenário de comprometimento socioambiental e sanitário local. Todos os números observados na DBO, OD, CTT, médias de IQA, além do IDH são inferiores aos padrões de qualidade sanitária, ambiental e social, evidenciando múltiplos impactos antrópicos e naturais negativos - contaminação do solo e lençóis freáticos, da fauna e flora, além de ser incremento de vetores e agentes contaminantes que tenham como veículo de transmissão a água. Conclui-se que é crescente a necessidade de apurar e compreender os fatores influenciadores da qualidade da água, assim como antever os impactos futuros, a fim de buscar bem-estar social e qualidade ambiental.

**Palavras chave:** contaminação, vulnerabilidade ambiental, qualidade de água.

## Introdução

A questão ambiental abriga os recursos hídricos entre seus principais temas. Tal importância se deve por ser um bem indispensável à vida. Entretanto, seu nível de qualidade vem sofrendo alterações ao longo do desenvolvimento civilizatório.

Múltiplos são os fatores de influência para a alteração da qualidade dos recursos hídricos. O acelerado avanço tecnológico, a industrialização, as condições geográficas, a explosão demográfica, o uso e ocupação desordenados do solo estão entre os principais fatores identificados (Waldman, 2011).

Os rios e afluentes, detentores de significativa importância socioambiental, tanto pela capacidade de captação para abastecimento, quanto pelo favorecimento ao transporte e lazer, são frequentes repositórios de poluentes em seu curso e sua foz. Isso decorre do elevado lançamento de resíduos e efluentes domésticos, comerciais e/ou industriais e do desmatamento da vegetação ripária, o qual facilita o arraste de matérias indesejáveis (Santos *Et al.* 2016).

Tal problemática colabora para a redução do aporte de água captada, tratada e distribuída para o abastecimento humano, além de contribuir para a intensificação da poluição ambiental e de problemas de saúde pública de modo geral. Tucci *Et al.* (2003) reforça que a qualidade hídrica depende de um conjunto de fatores, desde condições geomorfológicas e características biológicas até as ações antrópicas, sendo estas últimas um fator preponderante para a contaminação e/ou

quaisquer alterações nos recursos hídricos - seja por lançamento de cargas efluentes ou por manejo inadequado do solo nas adjacências.

Visto isso, a interferência antrópica afeta de maneira direta e/ou indireta a qualidade hídrica em sua abrangência mais ampla. Ou seja, os impactos ambientais negativos decorrentes da ocupação e das atividades humanas próximas aos rios podem, a depender do seu grau e intensidade, alterar os padrões de qualidade do seu curso como um todo, atingindo todo o ecossistema ali existente.

Cabe salientar que a intensificação desses lançamentos se dá no meio urbano, devido aos aglomerados populacionais e às frequentes construções domiciliares irregulares nas proximidades dos corpos hídricos. Scherer (2013) evidencia ainda que grandes cidades possuidoras de zona litorânea estão ainda mais sujeitas às consequências da ação antrópica sobre os corpos hídricos, vista a interconectividade existente entre seus habitantes e os fluxos fluviomarinhos.

A configuração supracitada é reconhecida na cidade de Fortaleza/CE. Esta, uma grande capital do Nordeste brasileiro, é aportada por uma extensa zona litorânea e é banhada pelo Rio Cocó, um dos maiores do Estado do Ceará, cuja foz se localiza na orla da capital. Ainda assim, Fortaleza convive constantemente com a urgência por água adequada ao consumo, em razão de estar localizada numa região semiárida (tipicamente escassa de chuvas) e ter tido um processo de crescimento social e urbano desordenado e aquém dos padrões sanitários ideais (Fuck Junior, 2004). Tal processo marcou sua história com graves problemas sociais (sobretudo, ligados à habitação e infraestrutura) e de saneamento (deficitária cobertura de esgotamento e coleta de lixo), além de intensa degradação ambiental (Benevides, 2009).

Torna-se relevante compreender como se dão as ocupações habitacionais irregulares nas imediações do rio Cocó em Fortaleza/CE, representadas por características de vulnerabilidade socioambiental local, e sua relação com a qualidade de água disposta no trecho urbano do rio correspondente a tais ocupações.

Diante do exposto, o objetivo geral da pesquisa é analisar a qualidade da água do Rio Cocó sob a perspectiva da vulnerabilidade socioambiental existente nas suas margens e entornos, em seu trecho urbano.

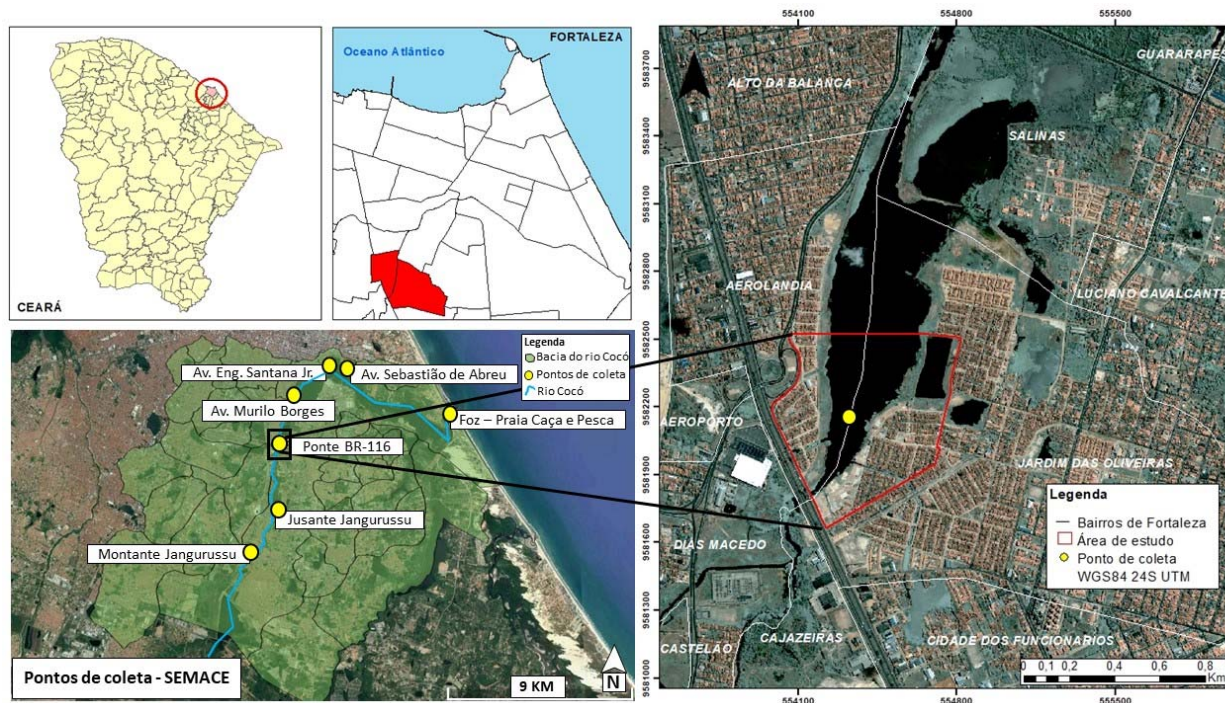
### **Metodologia**

A pesquisa é de caráter exploratório e de cunho quali-quantitativo, com vista a contemplar uma análise ampla e sistemática da realidade local, apreendendo suas complexidades socioambientais.



Conforme caracterização do local, o rio Cocó está localizado em Fortaleza, Ceará, e tem extensão de 50 km da sua nascente na Serra da Aratanha (Pacatuba) até sua foz, no Oceano Atlântico, em Fortaleza. Ele pertence a Bacia do rio Cocó, já monitorada em 07 (sete) pontos pré-estabelecidos pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE-NUAM) - órgão responsável pela coleta e análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água do rio.

Dentre os pontos de coleta do órgão, foi elegido como objeto de estudo da pesquisa o ponto “Sob a ponte na BR 116, km 03, próximo ao Makro” (Figura 1), assim denominado nos próprios laudos técnicos fornecidos pela SEMACE. O mesmo está situado no Bairro Aerolândia, às margens da BR 116, cujas Coordenadas UTM são 554114/9581804.



**Figura 1.** Demarcação da área de estudo e distribuição dos pontos de coleta de água

Fonte: Elaborado pelos autores.

A delimitação da poligonal acima demonstrada se deu por ser uma área crítica quanto ao intenso adensamento populacional historicamente vivido nas margens fluviais do Cocó, marcada por inúmeras moradias irregulares instaladas desordenadamente, contaminação do corpo hídrico adjacente e intensa poluição por resíduos sólidos e efluentes naquele trecho do rio supracitado.

### Métodos de análise da qualidade da água

A análise da qualidade da água requer monitoramento e verificação de parâmetros em diferentes pontos do corpo hídrico por um dado período, considerando variados aspectos regionais (Sathler, *et al.*, 2015). Deste modo, o estudo se pautou em laudos técnicos elaborados pela SEMACE a partir de coletas de amostras periódicas em 07 (sete) pontos ao longo do curso do rio Cocó, incluindo o ponto elegido “Sob a ponte na BR 116, km 03”. O recorte temporal aqui definido foi o último ano completo, portanto, 2017. A partir das coletas realizadas com frequência mensal, foram analisadas, portanto, 12 (doze) amostras, correspondentes ao ano de 2017.

Os resultados, comparados a padrões definidos por órgãos regulamentadores, indicam as condições de utilização do recurso hídrico. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em sua Resolução 357/2005 (CONAMA, 2005) evidencia a necessidade de enquadramento dos resultados às classes por ela pré-estabelecidas, visando facilitar o controle de metas e o alcance dos objetivos propostos. Em conformidade, às condições hídricas locais observadas foram aplicadas ao método do IQA - Índice de Qualidade das Águas, o qual avalia a qualidade de água bruta. Os parâmetros nele utilizados são geralmente indicadores de agentes contaminantes por lançamento de esgotos domésticos (ANA, 2009).

O cálculo do IQA adotado pela SEMACE é originário da CETESB (2013), cuja equação é composta por 09 (nove) parâmetros elencados como os principais medidores da qualidade da água, sendo considerado o abastecimento público como demanda prioritária. Para cada parâmetro, foram atribuídos pesos (*w*) relativos, conforme o grau de importância de cada um, a fim de mensurar as condições de qualidade da água, conforme Tabela 1 (ANA,2009).

**Tabela 1.** Parâmetros e pesos relativos do IQA.

Parâmetros	Pesos Relativos
1. Oxigênio Dissolvido	0.17
2. Coliformes fecais	0.15
3. Ph	0.12
4. Demanda bioquímica de oxigênio	0.10
5. Fosfatos Totais	0.10
6. Temperatura	0.10
7. Nitrogênio total	0.10
8. Turbidez	0.08
9. Sólidos Totais	0.08

Fonte: Adaptado de CETESB (2013)

De acordo com a CETESB, o IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice. A seguinte fórmula é utilizada (Equação 1):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

**Equação 1**

Em que:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

$q_i$ : qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

$w_i$ : peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade. Na equação 2, é demonstrado o somatório dos pesos em função do número de variáveis do IQA:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1$$

**Equação 2**

$n$ : número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A fim de constatar a relação entre as atividades inadequadas nas margens do curso urbano do Rio Cocó e a sua qualidade de água, foram observados os dados oriundos dos laudos de análise da água da SEMACE no ponto “Sob ponte BR 116”, no ano de 2017. A classificação de IQA estabelecida pela CETESB (2013) é expressa na tabela 2.

**Tabela 2.** Classificação IQA.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

Fonte: Adaptado CETESB, 2013

Os dados fornecidos foram calibrados para condições brasileiras, pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), através da ferramenta *Excel*. Dentre os 19 (dezenove) parâmetros fornecidos pela SEMACE, foram selecionados e sistematizados em planilhas e gráficos para o estudo: coliformes termotolerantes (CTT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). Isto se deu por possuírem relevante significância tanto na demonstração do grau de qualidade da água, quanto das condições de saúde pública da população relacionada àquela área.

### Métodos de análise da vulnerabilidade social

Quanto aos procedimentos metodológicos qualitativos, se realizou 03 (três) visitas *in situ*, para delimitação da área de estudo e análises técnicas dos impactos sociais e ambientais negativos, a fim de entender a disposição geográfica e urbana local. Também foi realizado levantamento das características de renda, educação e longevidade dos bairros Aerolândia, Jardim das Oliveiras e Salinas, através de dados dos Índices de Desenvolvimento Humano dos Bairros - IDH - B, fornecidos pela Prefeitura de Fortaleza (2010). Tal levantamento buscou mensurar o nível de vulnerabilidade social ao qual a população ali residente está exposta. Os registros fotográficos tiveram suporte da plataforma de imagens do *Google Earth Pro*, possibilitando visualização de áreas de difícil acesso e conflitos sociais.

Para entendimento espaço-temporal da ocupação urbana, foi realizado levantamento das atividades direta ou indiretamente ligadas à poluição do Rio Cocó. A partir da utilização do IQA e do IDH, foi construído um mapeamento cruzado entre o uso e ocupação do solo e a Área de Preservação Permanente (APP) do Rio Cocó abrangendo o ponto de coleta do IQA, utilizando a ferramenta de geoprocessamento licenciada, o *software* ArcGIS 10.2. Visou-se elucidar as fragilidades às quais as comunidades e o recurso hídrico em questão estão expostos em contato permanente.

### **Resultados**

Ao quadro de escassez hídrica são associadas diversas influências das ações antrópicas sobre o meio natural, as quais são determinantes para a saúde dos recursos hídricos. As atividades humanas sobre o meio, a citar o desmatamento intenso, o lançamento de efluentes nos cursos hídricos, a urbanização e a industrialização aceleradas resultam em graves impactos negativos à boa qualidade hídrica (Tundisi e Tundisi, 2005).

O processo histórico de migração da população rural para a cidade de Fortaleza auxilia na compreensão da sua atual configuração urbanoambiental. Sua expansão, norteadada pela fixação da população próxima aos recursos hídricos, foi iniciada pela Zona Oeste e litoral. Em seguida, avançou pela Zona Leste e margens do Rio Cocó.

Este rio integra a reserva de manguezal do complexo ecossistêmico do Cocó. Ocupando dois terços da área urbana de Fortaleza, com 60% dos cursos d'água, ele conglomera lagoas, canais de drenagem e rios de menor proporção. Sua bacia hidrográfica tem 485 km<sup>2</sup>, atravessando a capital, afirma o mais recente Inventário Ambiental de Fortaleza (2003). Logo se tornou uma relevante fonte hídrica para abastecimento, suporte a atividades comerciais, transporte, lazer e outros.

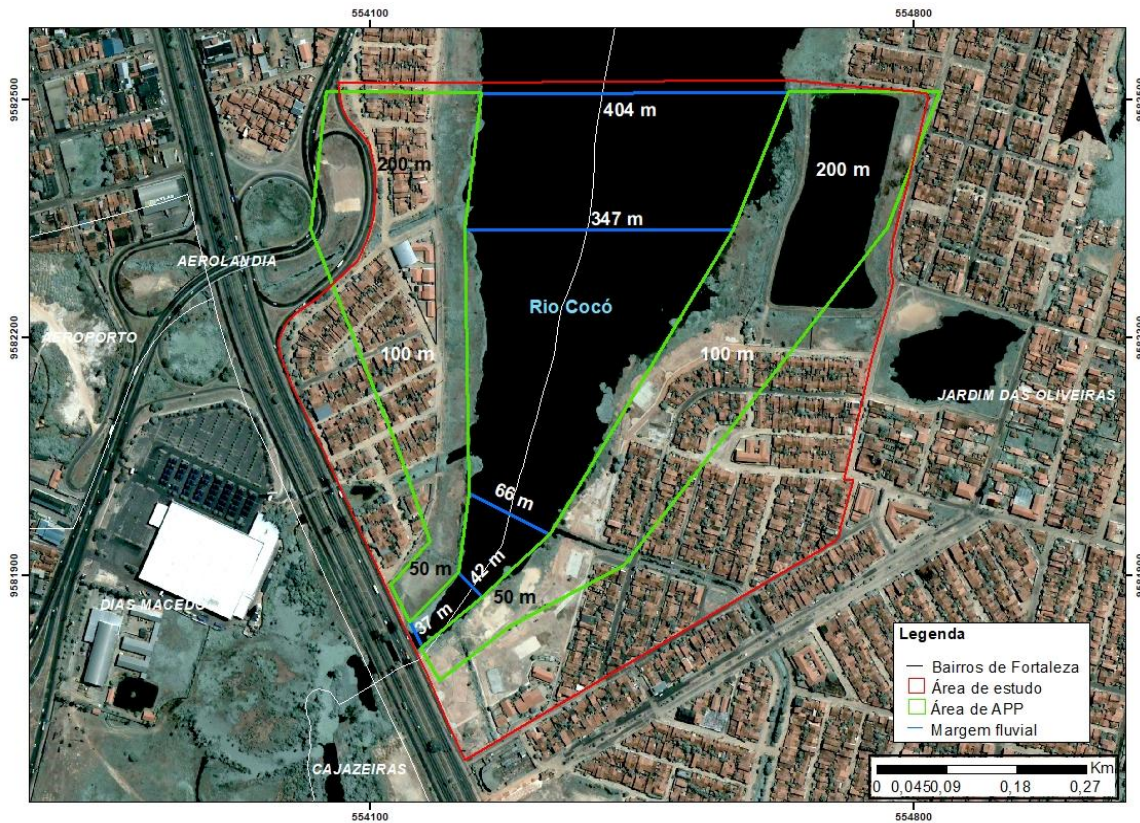
A Zona Leste, a qual abrange o Bairro Aerolândia, foi ocupada somente após autorização do parcelamento do solo pela Prefeitura Municipal de Fortaleza, em 1954 (Soares, 2005). Tal medida estimulou a escolha de moradia de vários empresários e proprietários fundiários da época, os quais visavam, dentre outros, o privilégio paisagístico proporcionado pelo ecossistema ligado ao rio Cocó. Tal ocupação tornou a Zona Leste incorporada à modernização, constituindo bairros e loteamentos de classe média-alta e alta.

Segundo o IBGE (2003), a capital cearense atingiu dois milhões de moradores nos anos 2000, sendo considerada a quinta maior metrópole do país. Em contraponto, os recursos naturais e as proporções geográficas originais deixaram de ser obstáculo ao desenvolvimento urbano e à modernização. Consonantemente, Fortaleza passou a apresentar diversos problemas típicos das metrópoles (Benevides, 2009), como ocupação desordenada, desigualdades sociais, fragilidades de saneamento e infraestrutura e degradação vegetal e hídrica.

Observações *in loco* e registros fotográficos no entorno do ponto de coleta constataram variadas atividades e ocupações nas proximidades do curso hídrico do Cocó. Vale ressaltar: construções habitacionais de alvenaria ou materiais alternativos; estabelecimentos comerciais, como metalúrgicas, lavanderias; estabelecimentos alimentícios; mictórios clandestinos; atividades de pesca informal; vias públicas de tráfego formais e informais; criação de porcos, equinos e caninos; lavagem de animais e objetos diretamente no leito do rio; prestação de serviços, como: abatedouros, oficinas mecânicas, etc. Tais atividades contribuem diretamente para seu estado atual de degradação, visto que é frequente o avanço dessas atividades sobre a mata ciliar e o despejo descontrolado de efluentes domésticos sobre esse corpo hídrico.

A complexidade urbana e ambiental envolvendo a manutenção do trecho urbano desse rio consiste na delimitação legal do Parque Estadual do Cocó ter sido concretizada apenas em 2017, ou seja, após décadas de expansão urbana e ocupação intensa das suas margens por construções e atividades regulares e irregulares. Desse modo, a interferência humana se mostra como fator preponderante das dinâmicas hídricas e de saneamento da região em questão.

O mapeamento abaixo (Figura 2) expressa a delimitação territorial atual (segundo o Novo Código Florestal) da Área de Preservação Permanente (APP) do Cocó e sua relação cruzada com a área identificada de abrangência dos usos e ocupações do solo das margens do rio e adjacências do ponto de coleta da SEMACE (Sob a ponte BR 116) supracitado. As delimitações cartográficas demonstram expressivo avanço urbanístico de sul à norte em direção à APP, ou seja, ao leito regular do rio Cocó, na ordem de 50 a 200 metros. A concentração de equipamentos urbanos (ex: ruas, avenidas, alças de viadutos, riachos canalizados, etc) instalados nos bairros Jardim das Oliveiras e Aerolândia contribuem para tal projeção cidadina com cenário degradativo desse trecho da bacia hidrográfica do rio Cocó.



**Figura 2.** Mapa de Uso e Ocupação na APP do rio Cocó.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A diversidade de atividades e ocupações estabelecidas inadequadamente nas margens e/ou adjacências do curso hídrico em questão, sejam formais ou informais, caracterizam um cenário estrutural e de saneamento potencialmente poluente, tanto no que tange à qualidade edáfica, quanto hídrica. Essa caracterização se justifica pela presença de práticas inadequadas em áreas intensamente adensadas e sem serviço de saneamento ambiental adequado, sendo elas: ordenamento territorial sem o devido recuo das áreas residuais e respeito à legislação, geração de resíduos sólidos e líquidos com disposição inadequada dos mesmos (Santos *et al.*, 2016); e lançamento de efluentes domésticos e comerciais sem controle sanitário.

Esse potencial poluidor se torna ainda mais evidente a partir da análise do mapa acima e da constatação de que as ocupações territoriais e atividades potencialmente poluidoras mapeadas se sobrepõem em grande parte à área de APP, a qual deveria, em tese, estar naturalmente

preservada e a salvo de intervenções poluidoras. Sobretudo, no passado, quando a antigo Código Florestal salvaguardava uma área ainda maior como APP no entorno do rio analisado, o avanço de ocupações e atividades irregulares sobre o rio não foi contido.

Esse cenário de diversas atividades e construções inadequadas provocam diversos impactos ambientais negativos ao local e à região estudada, tais como: estreitamento das margens hídricas; soterramento de canas de rios e lagoas e de áreas de absorção de fluxos fluviomarinhas; desmatamento de vegetação fixadora de solo e manguezal; assoreamento; lixiviação; presença de chorume; contaminação química e biológica; alterações nos fluxos eólicos e fluviais; propensão a enchentes e alagamentos; diminuição da biota; transformações sedimentares e geomorfológicas; presença em excesso de vegetação aquática, dentre outros.

Inseridos nas Regionais II e VI, os três bairros analisados - Aerolândia, Jardim das Oliveiras e Salinas - apresentam sensíveis dados quanto à renda, escolaridade e saúde, incrementando os 76% dos bairros da capital que apresentam IDH - B menor de 0.5% (Fortaleza, 2010). Numericamente, esse índice tem variação dentro de uma escala entre 0 e 1, sendo quanto mais alto IDH aferido, melhor seu desenvolvimento humano.

Como referência quali-quantitativa, os respectivos índices alcançaram 0.4912 para o Salinas, 0.3109 para a Aerolândia e 0.2700 para o Jardim das Oliveiras. De acordo com a classificação estabelecida pelo IDH - de muito baixo a muito alto, Salinas e Aerolândia estão classificados como baixo e Jardim das Oliveiras como muito baixo.

Tais valores evidenciam um desenvolvimento social e econômico configurado por subempregos, baixa renda familiar, baixos níveis de formação escolar, dificuldade de acesso a recursos básicos, condições precárias de moradia e redução na perspectiva de vida, ou seja, apontam, conseqüentemente, para uma qualidade de vida comprometida. As imagens registradas *in loco* e através da ferramenta de cartografia digital *Google Earth Pro* (Figura 3) também reforçam a sensível configuração socioeconômica local, salientando as moradias precárias, as atividades irregulares realizadas nas vias públicas e o descarte inadequado de resíduos de toda ordem.

Houveram melhorias na região nos anos antecedentes ao megaevento da Copa do Mundo de 2014, cuja cidade de Fortaleza seria uma das sedes de jogos. Tratavam-se de projetos governamentais de revitalização urbanística, os quais objetivavam um reordenamento urbano e melhorias nas condições ambientais do entorno do Rio Cocó - já que a região se incluiria no circuito turístico na ocasião. Tais medidas foram compostas de: gradeamento das margens do recurso hídrico, dragagem do trecho do rio inserido na APP, limpeza dos resíduos irregulares de suas margens e reordenamento de vias do entorno.



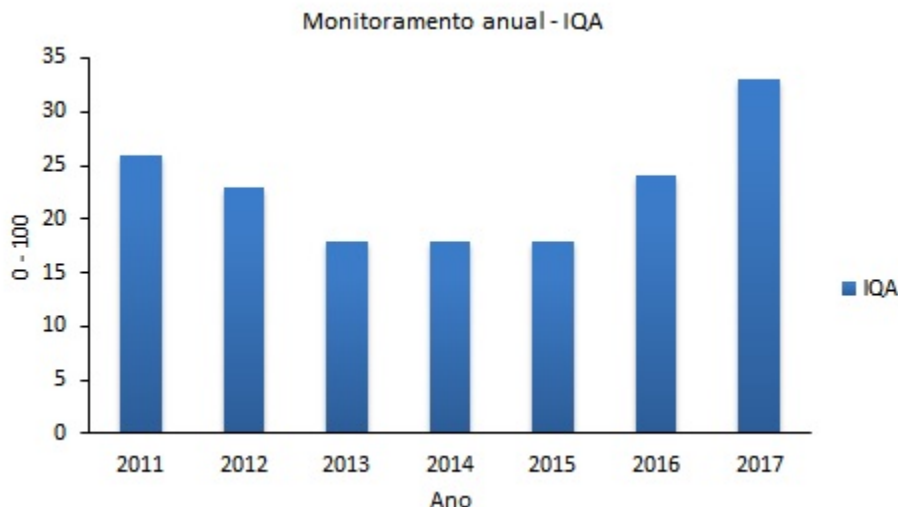
**Figura 3.** Diversos tipos de usos do solo e suas irregularidades na área de estudo. a) Pesca e presença de aguapés no leito do rio Cocó; b) Despejo inadequado de resíduos sólidos em margens de canais; c) Depósito de materiais de construção e aterramento de tributários; d) Canal e aspecto visual da qualidade d'água.

Fonte: *Google Earth Pro* (2018).

Sob a perspectiva da vulnerabilidade socioambiental apresentada, é também apresentado o panorama da qualidade da água do Rio Cocó no trecho estudado. Os parâmetros utilizados pela SEMACE para mensuração do IQA correspondem aos utilizados pela CETESB. Dentre eles, os resultados aqui apresentados têm foco na DBO, OD e CTT. O gráfico 1 demonstra variação entre mínimo de 18 e máximo de 33 no IQA do ponto analisado, para as médias anuais entre 2011 e 2017. Esses valores o classificam entre péssimo e ruim.

Em 2013, 2014 e 2015, o IQA atingiu sua menor média, sendo classificado como péssimo (CETESB, 2013). Isso pode ser atribuído ao processo de intensificação das obras em prol daquele evento e suas conseqüentes alterações nas dinâmicas do rio e imediações urbanas. Percebe-se que a qualidade da água do ponto analisado permanece ruim nos demais anos. Embora ligeiramente melhor que nos três anos centrais, ainda apresenta variações entre 23 e 33. Isso pode se dever à baixa quadra chuvosa desses anos.





**Gráfico 1.** Monitoramento anual do IQA do ponto “Sob a ponte BR 116”.

Fonte: Elaborado pelos autores.

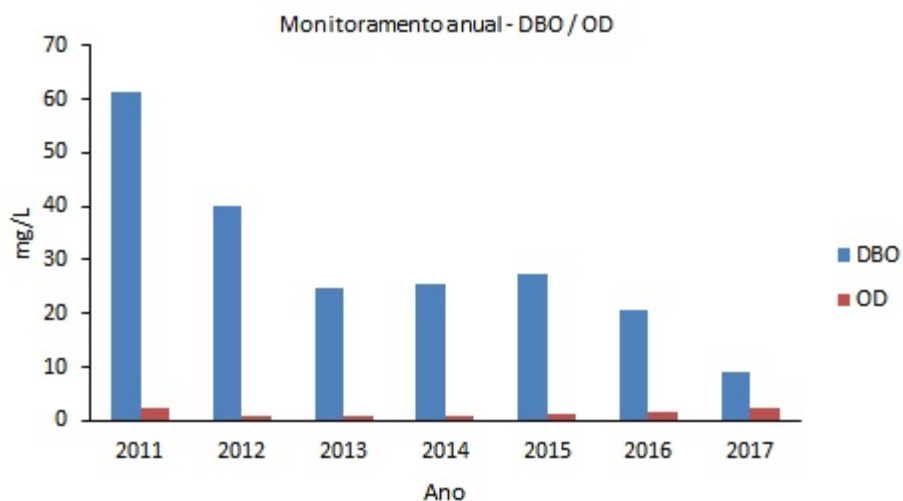
No ano de 2017, o IQA alcança melhoria significativa, com valor de 33, em relação aos anos anteriores. Vale salientar que em 2016 a margem do rio recebeu aterramento de um longo trecho, em prol tanto da construção de conjuntos habitacionais, quanto da prevenção ao alagamento em períodos de chuva intensa. Tais medidas podem ter contribuído para sua melhoria no ano de 2017. Ainda assim, sua classificação continua ruim (CETESB, 2013).

Nos gráficos 2 e 3 abaixo se verificam os dados médios para os parâmetros metodologicamente definidos: DBO, OD e CTT, entre os anos de 2011 e 2017, dada a ênfase do estudo ao último ano. Nota-se que a DBO obteve uma redução significativa dentro do período, passando de 61.2mg/L em 2011 para 9.1mg/L em 2017, numa curva continuamente decrescente. Acerca do OD, este iniciou com uma média de 2.2mg/L em 2011, sofreu reduções entre 0.9mg/L e 1.5mg/L de 2012 a 2016, e retornou a 2.2mg/L em 2017.

Com relação ao CTT, este obteve média de 12600.0 NMP/100mg em 2011. Nos demais anos, as taxas cresceram e posteriormente permaneceram inalteradas, com média de 16000.0 NMP/100mg, conforme demonstra o gráfico 3. Isso indica que o lançamento excessivo de efluentes, sobretudo domésticos, no recurso hídrico permaneceu recorrente, mesmo após a reestruturação do espaço geográfico em causa, contribuindo para a permanência das altas concentrações de CTT.

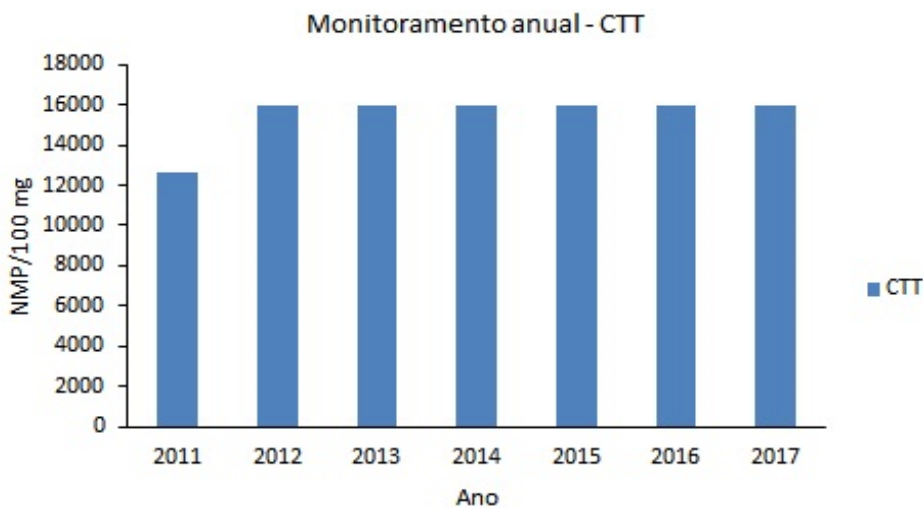
Em consonância com as médias do IQA do ponto coletado, os dados acima demonstram que os valores para OD e CTT estão fora dos padrões aceitáveis de potabilidade (CETESB, 2013). O valor

da DBO se baseia na diferença de concentração de OD em amostra de água para cinco dias e temperatura de 20°C (DBO<sub>5,20</sub>)" (CETESB, 2013). Logo, suas elevadas taxas podem ser prejudiciais para o meio aquático, já que o oxigênio disponível é consumido mais rapidamente. Dentre os parâmetros analisados, apenas a DBO obteve uma melhoria importante na análise.



**Gráfico 2.** Monitoramento anual da DBO e do OD para o ponto "Sob a ponte BR 116".

Fonte: Elaborado pelos autores.



**Gráfico 3.** Monitoramento anual do CTT para o ponto "Sob a ponte BR 116".

Fonte: Elaborado pelos autores.

Quanto às concentrações de OD, suas variações entre 0.9 mg/L e 2.2 mg/L se encontram à margem do considerado potável para a CETESB (2013). Concentrações abaixo de 5mg/L indicam um meio aquático com presença de poluentes. Acerca do CTT, o CONAMA, em sua Resolução nº274/00, enquadra as águas inadequadas à balneabilidade caso o valor seja superior a 2500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2000 *Escherichia coli* ou 400 enterococos por 100 mililitros (CONAMA, 2000). Logo, a permanência da média em 16000NMP/100mg para a região estudada indica uma água não balneável.

O despejo inadequado de resíduos sólidos, líquidos e gasosos de qualquer espécie, sobretudo o lançamento de cargas orgânicas provenientes de esgotos domésticos, alteram de maneira significativa os parâmetros de qualidade de um recurso hídrico. As imagens obtidas e as visitas *in loco* confirmam a presença de múltiplos impactos negativos aos meios antrópico e natural locais. Tais impactos abrangem diversas consequências químicas, físicas e biológicas, tais como: água poluída por presença de químicos (enxofre, fósforo, chumbo, alumínio, etc) (Queiroz, *Et al.*, 2016), mortalidade de peixes, materiais inertes depositados irregularmente nas margens ou no leito do corpo hídrico, lançamento inadequado de efluentes sanitários nas margens ou no corpo hídrico, contaminação biológica hídrica e edáfica por patogenicidade e/ou toxicidade, presença de vetores de doenças, maus odores, dentre outros.

Tantos impactos ambientais negativos convergem com o processo histórico de uso e ocupação desenfreado da região, com instalação de habitações e atividades domésticas e comerciais em frequente desacordo com os códigos florestais e legislações urbanísticas. Tal configuração permitiu um avanço desordenado sobre a delimitação de APP e, em consequência, a contribuição antrópica para a poluição e contaminação do canal hídrico principal e seus tributários. Portanto, a análise associada entre a qualidade da água desse trecho do Rio Cocó e os dados sociais da região, constata condições inferiores aos padrões de qualidade sanitária, ambiental e social.

Em contrapartida, a poluição e contaminação hídrica também geram consequências sociais e ambientais para o entorno, no sentido de contribuir com a contaminação do solo, dos lençóis freáticos, da fauna e flora ali presentes. Também contribuem com o incremento de vetores, agentes contaminantes e doenças que tenham como veículo de transmissão a água - já que no rio estão contidos matéria orgânica, fecal, sólidos e nutrientes (Costa e Ferreira, 2015) e ainda assim é utilizado como fonte de abastecimento humano às populações sem acesso à água tratada.

## Conclusão

Sob a perspectiva da vulnerabilidade socioambiental no entorno do Rio Cocó no trecho estudado, foi possível analisar a sua qualidade da água e apontar uma estreita interrelação entre o baixo desenvolvimento socioeconômico e a baixa qualidade ambiental local. Há uma configuração

cíclica de vulnerabilidades, ou seja, a presença desordenada da população provoca poluição hídrica e vulnerabilidade ambiental, assim como o corpo hídrico contaminado, estrangulado e fragilizado também gera vulnerabilidade social, concretizada por problemas de saúde pública.

Concluiu-se que os números observados para a qualidade de água do rio permitem aferir que o ano de 2017 apresentou ligeira melhora no IQA e no parâmetro da DBO, se comparado com os anos anteriores. Tais melhorias podem ser atribuídas aos projetos de revitalização, à melhora da quadra chuvosa e à legalização do Parque do Cocó no mesmo ano. Ainda assim, se faz presente um cenário de comprometimento ambiental e de saneamento desse trecho urbano do rio, em face dos resultados negativamente significativos quanto às concentrações de OD e CTT - parâmetros mais relevantes na representação da qualidade de um meio aquático. Logo, pode-se concluir que a qualidade da água do trecho analisado está inadequada aos padrões de potabilidade estabelecidos pela SEMACE e CETESB.

Portanto, as medidas de revitalização já adotadas requerem investidas contínuas, inclusive de maneira conjunta com obras de infraestrutura e saneamento ambiental, de modo que se atinja uma melhoria socioambiental significativa e eficaz. Caso contrário, gerarão resultados apenas paisagísticos e temporários, permissíveis à existência de impactos e vulnerabilidades sociais e ambientais. A formalização, compartimentação e menor alcance da APP (Novo Código Florestal) do Parque Estadual do Cocó (2017) ainda se mostram insuficientes para concretizar a proteção das dimensões da APP local, prover segurança social às comunidades do entorno e diminuir os passivos ambientais existentes.

É crescente a necessidade de apurar e identificar os fatores influenciadores da qualidade da água, assim como antever possíveis impactos ambientais negativos em decorrência de adversidades ou situações particulares. Tal investida prima por uma administração mais efetiva dos recursos hídricos, alcançando soluções e/ou alternativas realistas e mais eficientes para a melhoria das condições de vida.

### Referências bibliográficas

- Benevides, M. G. (2009) *Direito à cidade: administração pública, justiça social, consciência ecológica e desenvolvimento sustentável*. Fortaleza: Museu do Ceará: Secult.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2000) *Índice de qualidade das águas*. Acesso em 28 de setembro de 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-C-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas-2.pdf>
- Costa, F. B., Ferreira, V. O. (2015) Análise de parâmetros que compõem o Índice de Qualidade das Águas (IQA) na porção mineira da Bacia do Rio Paranaíba. *Revista Eletrônica de Geografia*, 7(18), Uberlândia, 22-47.

- Fuck Junior, S. C. F. (2004) Aspectos históricos da expansão urbana no sudeste do município de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Revista Caminhos da Geografia*, **5**(13), 141-157. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/download/15358/8657>
- Gastaldini, M. C. C., Seffrin, G. F. F., Paz, M. F. (2002) Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do Rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. **7**(3/4), 129-138.
- IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (2003) *IBGE Cidades - Fortaleza Panorama*. Acesso em 04 de outubro de 2018, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>
- Inventário Ambiental De Fortaleza (2014) Acesso em 23 de abril de 2017, disponível em: <http://inventarioambientalfortaleza.blogspot.com>
- Meireles, A. J. A. (2013) *Geomorfologia costeira: funções ambientais e sociais*. Fortaleza: Edições UFC, 270 pp.
- Prefeitura De Fortaleza (2014) *Desenvolvimento por bairro em Fortaleza*. Acesso em 03 de novembro de 2018, disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:p0UrYm4icTwJ:salasisituacional.fortaleza.ce.gov.br:8081/acervo/documentById%3Fid%3D22ef6ea5-8cd2-4f96-ad3c-8e0fd2c39c98+&cd=4&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>
- Queiroz, S. C. B, Pimenta, M. N., Silva, G.G., Garcia, V., Oliveira, A. (2016) Remoção de alumínio em águas para abastecimento público por meio de precipitação química com hidróxido de cálcio. *Revista AIDIS*. **9**(1), 89-106.
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2005) *Resolução N. 357/2005*. DOU nº 053, de 18 de março de 2005. Acesso em: 20 de outubro de 2018, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2000) *Resolução N. 274/2000*. DOU nº 018, de 08 de janeiro de 2001. Acesso em: 01 de março de 2020, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>
- Sánchez, L. E. (2006) *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. São Paulo: Oficina de textos.
- Santos, S. H., Lopes, A., Chagas, P., Souza, R. (2016) Análise de risco na concessão de outorga de lançamentos difusos de poluentes em rios, através de um modelo Fuzzy de transporte de massa. *Revista AIDIS*. **9**(1), 157-167.
- Sardinha, D. S., Conceição, F. T., Souza, A. D. G., Silveira, A., De Júlio, M., Gonçalves, J. C. S. I. (2008) Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP) *Engenharia Sanitária e Ambiental*. **13**(3), 329-338.
- Sathler, L.F., Coelho, A. A., Oliveira, V. P. S., Louvise, A. T. (2015) Avaliação de Quatro Parâmetros Físico-Químicos das Águas do Sistema Vigário-Campelo-Cataia na Baixada Campista, RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, **9**(2), 33-44.
- Scherer, M. (2013) Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. *Revista da Gestão Costeira Integrada*. **13**(1), 3-13.
- Soares, J. (2005) Parque ecológico do Cocó: a produção do espaço urbano no entorno de áreas de proteção ambiental. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) Fortaleza: UFC.
- Tucci, C. E. M., Hespanhol I., Cordeiro Netto O. M. (2001) Disponibilidade hídrica. In: *Gestão da água no Brasil*. Capítulo 2, Brasília: UNESCO, 27-84.
- Waldman, M. (2011) Crise ambiental: ponderando a respeito de um dilema da modernidade. *Revista Crítica Histórica*. **2**(4), 295-313.

# REVISTA AIDIS

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

## PRODUÇÃO DE HIDROGÊNIO A PARTIR DE CASCAS DE BANANA EM REATOR ANAERÓBIO EM BATELADA

José Diego Magalhães Soares<sup>1</sup>

Mariany Fernandes Barros<sup>1</sup>

Fernanda Santana Peiter<sup>1</sup>

\* Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim<sup>1</sup>

<sup>1</sup>

## HYDROGEN PRODUCTION FROM BANANA PEEL IN ANAEROBIC BATCH REACTOR

Recibido el 12 de septiembre de 2019; Aceptado el 13 de enero de 2021

### Abstract

*The global energy matrix largely gears towards the use of fossil fuels that cause significant environmental impacts. Alternative sources of energy, including biohydrogen, appear as a substitute for these non-renewable fuels. For hydrogen production, anaerobic digestion stands out for the degradation of organic matter without the need for light and for being able to be conducted at low temperatures. Thus, this study aimed to evaluate the efficiency of an anaerobic reactor to produce hydrogen using banana peel as a substrate. The tests were carried out in batch with controlled temperature ( $35 \pm 1$  °C) and with agitation at 120 rpm, using the sludge from an effluent treatment plant as inoculum. The amounts of inoculum (0.139 g and 0.209 g of volatile solids (SV) per batch) and substrate (0.695 g and 2.78 g SV per batch) were varied, as were the initial pH values (5.5 and 6). In addition, the effect of substrate pretreatment for all reaction conditions was evaluated. The best results for carbohydrate consumption and hydrogen production occurred in reactors with the alkaline treatment of the substrate. Reactor R3 (with 209 g of SV per batch of inoculum, initial pH 6 and 0.695 g of SV per substrate batch) presented the best result for the specific rate of hydrogen production, reaching 309.82 mL.g-1SV when subjected to the pretreatment of the substrate.*

**Keywords:** *alkaline treatment, biohydrogen, fermentative process, experimental planning, agro-industrial waste.*

<sup>1</sup> Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Av. Lourival Melo Mota, s/n – Cidade Universitária, Maceió, Alagoas. CEP 57072-900. Brasil. Telefone: +55 82 32141860. Email: [eduardo.lucena@ctec.ufal.br](mailto:eduardo.lucena@ctec.ufal.br)

## Resumo

A matriz energética mundial é, em grande parte, voltada para o uso de combustíveis fósseis e isso provoca grandes impactos ambientais. As fontes alternativas de energia, dentre as quais o biohidrogênio, surgem como uma possibilidade de substituição destes combustíveis não renováveis. Para a produção do hidrogênio, tem-se a biodigestão anaeróbia, que se destaca pela degradação da matéria orgânica sem a necessidade de luz e por poder ser conduzida a baixas temperaturas. Desse modo, este estudo tem como objetivo avaliar a eficiência de um reator anaeróbio em relação à produção de hidrogênio a partir de cascas de banana como substrato. Os ensaios foram realizados em batelada com temperatura controlada ( $35 \pm 1$  °C) e agitação em 120 rpm, utilizando como inóculo lodo de estação de tratamento de efluentes. Foram variadas as quantidades de inóculo (0.139 g e 0.209 g de sólidos voláteis (SV) por batelada) e substrato (0.695 g e 2.78 g de SV por batelada), assim como o pH inicial (5.5 e 6). Além disso, foi avaliado o efeito do pré-tratamento alcalino do substrato para as condições reacionais. Os melhores resultados para consumo de carboidratos e produção de hidrogênio foram obtidos nos reatores com tratamento alcalino do substrato. O reator R3 (com 209 g de SV por batelada de inóculo, pH inicial 6 e 0.695 g de SV por batelada de substrato) apresentou melhores resultados para a taxa específica de produção de hidrogênio, atingindo o valor de  $309.82 \text{ mL.g}^{-1}\text{SV}$  quando submetido a tratamento prévio do substrato.

**Palavras chave:** bio-hidrogênio, processo fermentativo, pré-tratamento alcalino, planejamento experimental, resíduos agroindustriais.

## Introdução

A utilização de energias não renováveis baseadas em combustíveis fósseis provocou a expansão industrial, que culminou no atual cenário tecnológico e de desenvolvimento mundial. Contudo, o seu uso e dependência gradualmente irá ocasionar o esgotamento de recursos naturais e aumento da produção de gases causadores do efeito estufa (Noblecourt *et al.*, 2018). Com a crescente preocupação acerca dos impactos ambientais, diversas pesquisas vêm investigando processos inovadores para produção de fontes energia alternativa, tais como as apresentadas por Reverberi *et al.* (2016), que avaliaram os processos de geração de hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) levando em consideração as técnicas mais recentes e sua aplicabilidade.

Neste contexto, ressalta-se o problema do consumo energético e de geração de resíduos advindos do processo e beneficiamento das matérias-primas do setor agroindustrial, que em muitos dos casos não são tratados ou dispostos de forma adequada. Além disso, o desperdício de produtos alimentícios é crescente, chegando a um terço do total produzido (Reynolds *et al.*, 2019).

Dentre os subprodutos agroindustriais, podem-se destacar os do processo produtivo da banana por serem baratos e, em sua maioria, apresentarem carboidratos essenciais para a produção de hidrogênio. São produzidas grandes quantidades de resíduos e ao se colher uma tonelada de banana, 100 kg de fruta e 4 toneladas de resíduos lignocelulósicos (3 toneladas de pseudocaule, 160 kg de engaço, 480 kg de folhas e 440 kg de cascas) são rejeitados (Fernandes *et al.*, 2013).

Através da literatura, observa-se que a digestão anaeróbia se apresenta como uma alternativa promissora para o tratamento de resíduos agroindustriais. Este processo é uma transformação natural em que microrganismos consomem as estruturas da matéria orgânica para produzir compostos como hidrogênio, acetato, dióxido de carbono e água residual (Avaci *et al.*, 2013). O subproduto do processo anaeróbio pode ser aproveitado como combustível, o que possibilita a diminuição de custos energéticos e do uso de combustíveis fósseis.

Entretanto, resíduos como palha de trigo, talo de milho, bagaço de cana, palha de arroz e cascas de banana possuem celulose, hemicelulose e lignina em sua composição. A heterogeneidade e cristalinidade desses componentes dificultam a utilização direta da biomassa pelos microrganismos da digestão anaeróbia. Deste modo, recorre-se à aplicação de pré-tratamentos voltados à conversão da fração lignocelulósica em açúcares solúveis, facilitando sua assimilação pela microbiota do processo de fermentação. Seja físico, químico ou biológico, ou uma combinação destes, o pré-tratamento do substrato tem se mostrado útil para aumentar os rendimentos de hidrogênio (Cui and Shen, 2012; Reginatto and Antônio, 2015).

Pré-tratamentos do tipo alcalino apresentam-se eficazes para a quebra da biomassa lignocelulósica. Estes métodos usam substâncias como KOH ou NaOH para ajudar a separar a hemicelulose e a lignina da celulose. A estrutura cristalina e amorfa da celulose é, então, modificada e quebrada devido à hidrólise alcalina. A densidade da celulose é diminuída e a estabilidade termodinâmica melhorada. A lignina é dissolvida por meio de um processo semelhante à polpação e recombinação. Em geral, o pré-tratamento alcalino é um método competitivo e mais eficiente (> 80%) que pré-tratamentos ácidos, especialmente para alguns materiais rígidos em que o ácido não consegue solubilizar (Sołowski *et al.*, 2020).

O pré-tratamento dos materiais lignocelulósicos é fundamental para o aproveitamento dos diversos tipos de biomassa por fermentação anaeróbia. Contudo, o funcionamento adequado deste processo depende também do controle de parâmetros como o pH e a relação alimento/microrganismo (A/M). Em um estudo usando digestores anaeróbios para tratar a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, Lavagnolo *et al.* (2018) mostraram que tanto o pH inicial quanto a razão A/M tiveram um impacto no rendimento de hidrogênio, na taxa de produção de hidrogênio e na duração da fase lag. Segundo Yuan *et al.* (2019), razões A/M muito altas levam à diminuição do pH devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) resultante do desequilíbrio que ocorre entre as fases de hidrólise/acidogenesis e metanogênese. Lavagnolo *et al.* (2018) alcançou maior rendimento de hidrogênio (29.8 mL.g<sup>-1</sup>SV) à razão A/M = 6 e pH = 5.5. Porém, a maior taxa de produção de hidrogênio (65 mL.g<sup>-1</sup>.d) ocorreu a uma razão A/M = 6 e pH = 9. Nasr *et al.* (2013) obteve maior rendimento de hidrogênio (1.87 mol-H<sub>2</sub>.mol<sup>-1</sup>-glicose) com A/M = 1.4 e faixa de pH entre 5.5 e 6.5. Yuan *et al.* (2019) associou o maior rendimento de H<sub>2</sub> à razão A/M igual a 64:1.



Diante disto, este estudo apresenta uma forma alternativa de se produzir bio-hidrogênio a partir de resíduos oriundos do processo de produção da banana. O objetivo é analisar os efeitos do pré-tratamento alcalino do substrato lignocelulósico e dos diferentes parâmetros operacionais na produção de H<sub>2</sub> em reator anaeróbio em batelada.

## Metodologia

### Planejamento experimental

O planejamento da sequência de atividades experimentais permite a avaliação simultânea do efeito de muitas variáveis, partindo de um número reduzido de ensaios. O método utilizado neste trabalho foi o fatorial, que é representado por b<sup>k</sup>. Onde, o valor de b = 2 corresponde ao número de níveis escolhidos e k = 3 é equivalente ao número de fatores (massa de inóculo, substrato e pH) conforme descrição na Tabela 1 e com valores próximos de resultados ótimos em estudo anterior (Nathoa *et al.*, 2014). A variável resposta para cada ensaio foi a produção de H<sub>2</sub>.

**Tabela 1.** Reatores anaeróbios em batelada com farinha de casca de banana como substrato.

Reatores	Inóculo (g de SV por batelada)	pH	Substrato (g de SV por batelada)	Relação A/M (Alimento/Microrganismo) (g de SV de substrato/g de SV de inóculo)
R1	0.209	5.5	0.695	3.33
R2	0.139	5.5	0.695	5
R3	0.209	6	0.695	3.33
R4	0.139	6	0.695	5
R5	0.209	5.5	2.78	13.3
R6	0.139	5.5	2.78	20
R7	0.209	6	2.78	13.3
R8	0.139	6	2.78	20

\*SV – Sólidos

### Inóculo: lodo de ETE (Estação de Tratamento de Efluentes)

O inóculo utilizado foi o lodo de um reator Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) pertencente a uma ETE localizada em Maceió, AL. Este lodo foi tratado termicamente para impedir o desenvolvimento de microrganismos metanogênicos através de seu pré-aquecimento durante 15 minutos a 90 °C seguido de resfriamento até que atingisse 25 °C (Maintinguer *et al.*, 2009).

### Substrato: Cascas de banana prata

O substrato utilizado foi casca de banana prata seca em estufa a 50 °C durante um período de 24h. Em seguida, as cascas secas foram trituradas em liquidificador industrial. Para a realização dos ensaios em batelada, a farinha da casca da banana foi diluída em água destilada de acordo com as quantidades mencionadas na Tabela 1 do planejamento experimental.

Foram realizados ensaios sem (A) e com (B) hidrólise alcalina da biomassa, que teve como intuito a desnaturação das moléculas lignocelulósicas e o favorecimento do ataque enzimático (Guerrero *et al.*, 2017). Esse tratamento ocorreu através da mistura da biomassa com solução 0.1M de NaOH até pH 7 e fervura por 30 min (Cui e Shen, 2012).

### Ensaio em batelada

Os experimentos foram realizados em batelada durante 185 h, em frascos de capacidade de 110mL e volume reacional de 55 mL. O pH inicial dos sistemas reacionais foi corrigido utilizando solução 0.1M de HCl conforme o planejamento experimental. Nitrogênio gasoso foi injetado para estabelecer a anaerobiose do processo. Os frascos foram vedados com uma rolha de borracha butílica e lacre metálico e operados em condições mesofílicas ( $35 \pm 1$  °C) em câmara incubadora refrigerada com agitação orbital, modelo MA380, com 120 rpm de agitação.

### Métodos Analíticos

Sólidos totais e voláteis, pH e temperatura seguiram os procedimentos de APHA *et al.* (2005). Carboidratos totais foram mensurados a partir de Dubois *et al.* (1956). O biogás foi quantificado diariamente através de 100µL de amostra em fase gasosa, utilizando seringa de vidro e injeção manual em cromatógrafo gasoso, Shimadzu GC-2010-Plus®, equipado com detector de condutividade térmica, conforme descrito por Maintinguer *et al.* (2009). A coluna utilizada foi a Supelco Carboxen 1010 Plot. Argônio foi utilizado como gás de arraste. As temperaturas do forno e da coluna foram 30 °C e 200 °C; respectivamente, e a temperatura do detector foi 230 °C.

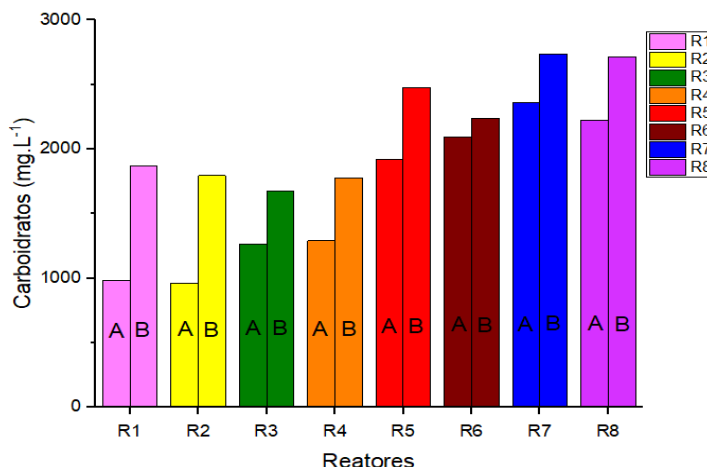
Após os experimentos, foram realizadas tabulações dos dados, e através do programa OriginPro Trial 2019®, foram construídas curvas de ajustes utilizando a função sigmoidal Gompertz, com o intuito de descrever a produção cumulativa de H<sub>2</sub> da atividade anaeróbia no reator.

## **Resultados e discussão**

### Efeito do pré-tratamento alcalino na sacarificação do substrato e consumo de carboidratos

A hidrólise alcalina do substrato resultou em incremento da concentração inicial de carboidratos totais quantificada para todas as misturas reacionais utilizadas (Figura 1), devido a uma maior biodegradabilidade da biomassa através da transformação em estruturas mais simples.

Os reatores R1 e R2 apresentaram maiores elevações nas concentrações de carboidratos iniciais (90.1 e 86.8%, respectivamente) em comparação com a mistura reacional sem o pré-tratamento alcalino. Entretanto, esse aumento se encontra abaixo do observado por Cui e Shen (2012), que obtiveram um incremento de até 5.84 vezes em ART (Açúcares Redutores Totais) ao utilizarem grama como substrato.



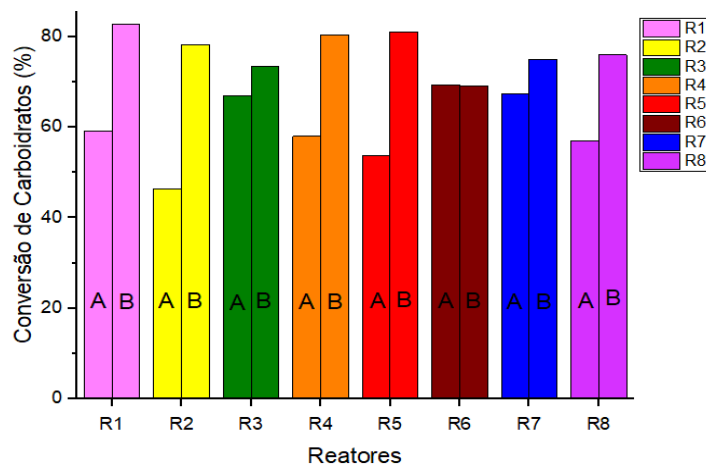
**Figura 1.** Concentrações iniciais de carboidratos dos reatores sem (A) e com (B) hidrólise alcalina do substrato.

O pré-tratamento alcali possibilita uma maior biodegradabilidade da biomassa lignocelulósica devido à sua transformação em estruturas mais simples (Zhang et al., 2013). Cui e Shen (2012) também obtiveram bons resultados com a sacarificação (transformação em compostos monoméricos, principalmente monossacarídeos) de biomassa lignocelulósica através de pré-tratamento alcalino e indicaram que este processo foi essencial para o aumento de ART (Açúcares Redutores Totais) e da produção de H<sub>2</sub>.

Para Gabhane *et al.* (2014), as características do material lignocelulósico podem interferir em sua sacarificação. Tal afirmação foi constatada a partir de processos de pré-tratamento alcalino de resíduos da banicultura (pseudocaule, medula e folha) aliados ao uso de micro-ondas, ultrassom e autoclave com variações de 14.6 a 47.33 % de rendimento de açúcares redutores.

Em geral, o pré-tratamento do substrato favoreceu o consumo de carboidratos na produção de H<sub>2</sub>. Com exceção de R6, os reatores obtiveram maior conversão de carboidratos quando o pré-tratamento alcalino foi aplicado (Figura 2), alcançando conversões máximas de 82.7% em R1 e 81.0% em R5. Já para os casos sem pré-tratamento, a máxima conversão atingida foi de 69.2% em R6 e 67% em R7.

Pesquisas prévias apresentaram valores próximos aos encontrados neste trabalho. Lazaro *et al.* (2014) obtiveram porcentagens de remoção de carboidratos solúveis totais entre 79.4 ± 2.4 e 86.7 ± 0.7% à temperatura de 37 °C ao utilizar vinhaça para produção de H<sub>2</sub> em batelada. E Cheng *et al.* (2012) alcançaram valores de remoção entre 64 ± 10 e 82 ± 2 % à temperatura de 35°C, empregando resíduos da produção de bioetanol da casca do arroz como substrato.



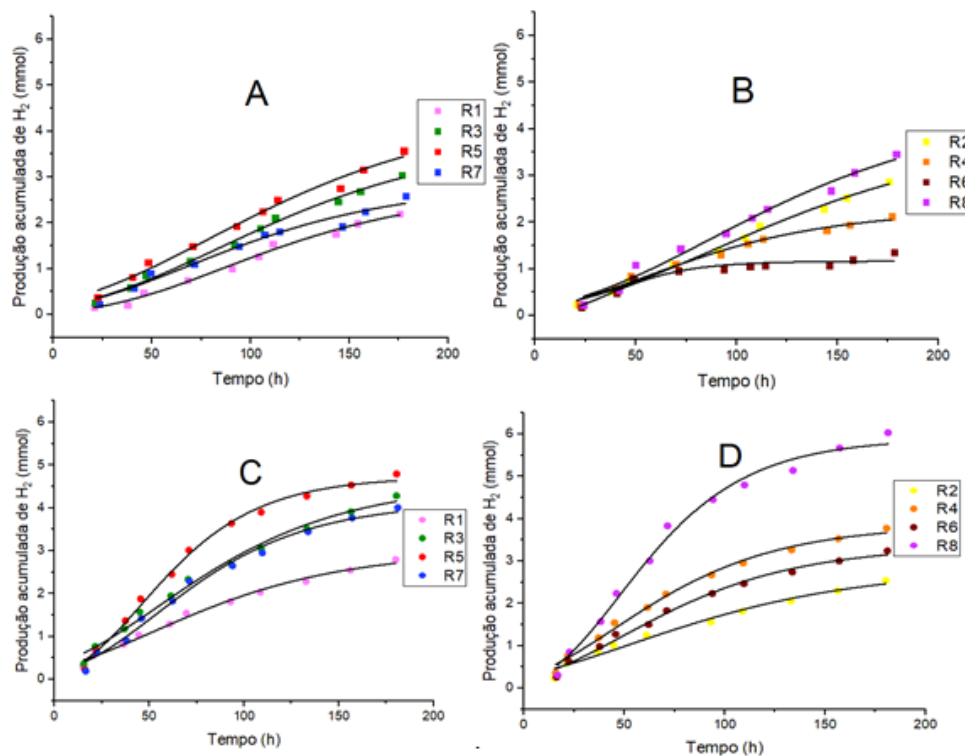
**Figura 2.** Consumo de carboidratos nos reatores sem (A) e com (B) hidrólise alcalina do substrato.

### Produção de hidrogênio

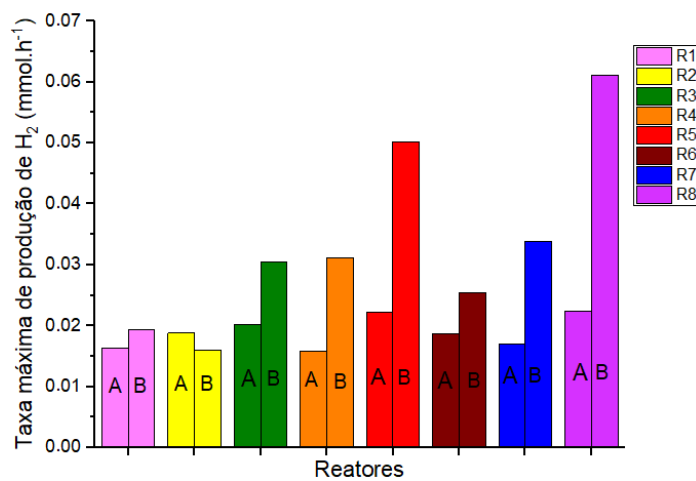
A produção de H<sub>2</sub> foi acompanhada até a estabilidade ser atingida. Não se observou a presença de metano nos reatores, o que deve estar relacionado à manutenção das condições acidogênicas do pH, de forma a inibir a atividade metanogênica e o consumo de H<sub>2</sub> (Sivagurunathan *et al.*, 2017). A hidrólise do substrato favoreceu o aumento da produção acumulada de H<sub>2</sub> em sete das configurações de reatores. Para os reatores sem hidrólise do substrato, os valores da produção acumulada de H<sub>2</sub> variaram entre 1.35 mmol (R6) e 3.57 mmol (R5). Em relação aos demais reatores, esta variação foi entre 2.54 mmol (R2) e 6.03 mmol (R8).

A produção acumulada de hidrogênio ajustada ao modelo de Gompertz é mostrada na Figura 3 de forma agrupada por quantidade de inóculo e realização ou não do pré-tratamento do substrato. Não se faz perceptível visualmente a fase lag, o que se pode deduzir é que ocorreu uma rápida adaptação da comunidade microbiana durante o início da produção de hidrogênio (Cabrol *et al.*, 2017). Além disso, pode ser visualizada uma melhor estabilização da produção acumulada de H<sub>2</sub> nos reatores que contém o substrato que sofreu hidrólise básica (partes C e D da Figura 3). Em relação às taxas máximas de produção de H<sub>2</sub> (R<sub>m</sub>), observa-se que esta foi favorecida pelo pré-tratamento do substrato. Dentre todos os reatores, R8 (0.062 mmol.h<sup>-1</sup>) e R5 (0.05 mmol.h<sup>-1</sup>) foram os que obtiveram as maiores taxas com e sem o pré-tratamento do substrato (Figura 4).

Nathoa *et al.* (2014) obtiveram R<sub>m</sub> igual a 5.040 ± 1.3 mL.h<sup>-1</sup> para a condição de melhor resultado em seus estudos (A/M = 5), o que corresponde a aproximadamente 0.225 mmol.h<sup>-1</sup>. A grande diferença entre a taxa observada pelos pesquisadores supracitados e as taxas deste estudo está ligada ao fato do volume reacional utilizado por eles ser 9.1 superior ao deste experimento.



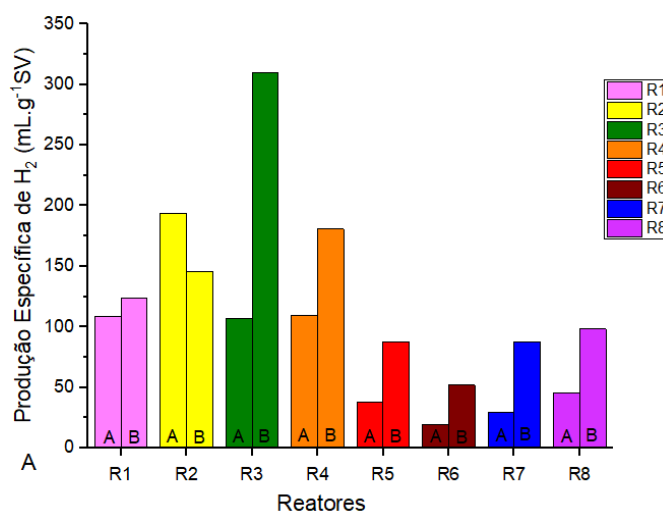
**Figura 3.** Producción temporal acumulada de  $H_2$ , ajustada al modelo de Gompertz para los reactores en batelada. Nota: (Parte A) reactores sem pré-tratamento do substrato e com 0.209g de SV de inóculo; (Parte B) reactores com 0.139 de SV de inóculo e sem pré-tratamento do substrato; (Parte C) reactores com pré-tratamento do substrato e com 0.209g de SV de inóculo; (Parte D) reactores com pré-tratamento do substrato e com 0.139 de SV de inóculo.



**Figura 4.** Taxa máxima de produção de  $H_2$  sem (A) e com (B) hidrólise do substrato.

### Relação A/M

A produção específica de H<sub>2</sub>, referente ao consumo de substrato, também foi beneficiada pela hidrólise prévia do substrato (Figura 5). De maneira geral, os reatores com relações A/M iguais a 3.3 (R1 e R3) e 5 (R2 e R4) foram os que obtiveram os melhores resultados. Dentre estes, destaca-se o R3 com pré-tratamento do substrato, que atingiu uma produção específica de hidrogênio igual a 309.82 mL.g<sup>-1</sup>SV. Os resultados obtidos para a produção específica de hidrogênio se assemelham aos encontrados por Nathoa *et al.* (2014), que conseguiram as maiores produções específicas (251.3 ± 10 mL.g<sup>-1</sup>SV) para relações A/M mais próximas de 5.



**Figura 5.** Produção específica de hidrogênio sem (A) e com (B) hidrólise do substrato

Nathoa *et al.* (2014) obtiveram 93.5 ± 19 mL como maior produção acumulada de H<sub>2</sub>, que equivalente a 3.68 mmol com relação A/M igual a 5. Este resultado se aproxima dos encontrados neste trabalho para os reatores com substrato hidrolisado (R3 = 4.28 mmol, com relação A/M igual a 3.33) e (R4 = 3.77 mmol, com relação A/M igual a 5). No entanto, os reatores com relação A/M iguais a 20 (R8) e 13.3 (R5), com pré-tratamento do substrato, foram os que atingiram as maiores produções de hidrogênio, com valores 6.08 e 4.79 mmol, respectivamente.

Evidencia-se que para ambos os tipos de processo (com e sem prévio tratamento do substrato) houve uma queda na produção específica de hidrogênio com o aumento da relação A/M para valores iguais a 13.3 e 20.

### pH

A redução no pH dos reatores (valores finais entre 4.86 e 5.56), para os casos com e sem pré-tratamento, se enquadrou na variação encontrada na literatura, em relação à produção de H<sub>2</sub> a partir de substratos lignocelulósicos. Para Ghimire *et al.* (2016), os valores finais de pH foram na faixa de 4.7 a 5.3 para pH inicial entre 4.5 e 6 na mistura. Já Rafieenia *et al.* (2017) obtiveram valores finais de pH entre 4.56 e 5.51. Os resultados de Nathoa *et al.* (2014), em sua produção de H<sub>2</sub> com pH inicial 6, mostraram uma estabilização em 5.4 e sugerem que esta pode estar ligada à capacidade tamponante da casca da banana.

### **Conclusões**

Este trabalho analisou a viabilidade da casca de banana prata como fonte de carboidratos para a produção de H<sub>2</sub>, obtendo, inclusive, melhores resultados para a produção específica de hidrogênio quando comparado a outros estudos envolvendo resíduos da bananicultura.

Verificou-se também, os efeitos do pré-tratamento alcalino na produção de hidrogênio a partir da utilização da casca de banana prata em condições mesofílicas de temperatura e conclui-se que a utilização deste processo, aumentou a eficiência do consumo de carboidratos e produção de hidrogênio em relação à biodigestão sem o tratamento prévio da biomassa.

A maior taxa de produção de hidrogênio (0.061 mmol.h<sup>-1</sup>) ocorreu no reator R8, com etapa de pré-tratamento. O reator R3 apresentou a maior produção específica de H<sub>2</sub> de 309.82 mL.g<sup>-1</sup>SV. Além disso, identificou-se que a produção de hidrogênio foi diretamente influenciada pela variação nos valores iniciais da relação A/M dos reatores anaeróbios. Destaca-se que os melhores resultados para produção específica de H<sub>2</sub> foram observados para as menores relações A/M (3.3 e 5). Portanto, presume-se que o aumento da concentração de substrato para as maiores relações A/M (13.3 e 20) inibiu o processo de produção específico de H<sub>2</sub>.

### **Referências bibliográficas**

- Avaci, A. B., Souza, S. N. M., Chaves, L. I., Nogueira, C. E. C., Niedzialkoski, R. K., Secco, D. (2013) Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinicultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **17**(4), 456-462. doi: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000400015>
- APHA, American Public Health Association, AWWA, American Water Works Association, WEF, Water Environment Federation (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21a ed., American Public Health Association. Washington, DC.
- Cabrol, L., Marone, A., Tapia-Venegas, E., Steyer, J-P., Ruiz-Filippi, G., Trably, E. (2017) Microbial ecology of fermentative hydrogen producing bioprocesses: useful insights for driving the ecosystem function. *FEMS Microbiology Reviews*, **41**(2), 158-181. doi: <https://doi.org/10.1093/femsre/fuw043>

- Cheng, H.-H., Whang, L.-M., Wu, C.-W., Chung, M.-C. (2012) A two-stage bioprocess for hydrogen and methane production from rice straw bioethanol residues, *Bioresource Technology*, **113**, 23-29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.103>
- Cui, M., Shen, J. (2012) Effects of acid and alkaline pretreatments on the biohydrogen production from grass by anaerobic dark fermentation, *International Journal of Hydrogen Energy*, **37**(1), 1120-1124. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.02.078>
- Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. A., Smith, F. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances, *Analytical Chemistry*, **28**(3), 350-356. doi: <https://doi.org/10.1021/ac60111a017>
- Fernandes, E. R. K., Marangoni, C., Souza, O., Sellin, N. (2013) Thermochemical characterization of banana leaves as a potential energy source, *Energy Conversion and Management*, **75**, 603-608. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.08.008>
- Gabhane, J., Prince William, S. P. M., Gadhe, A., Rath, R., Vaidya, A. N., Wate, S., 2014. Pretreatment of banana agricultural waste for bio-ethanol production: Individual and interactive effects of acid and alkali pretreatments with autoclaving, microwave heating and ultrasonication. *Waste Manag.* **34**, 498-503. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.013>
- Ghimire, A., Sposito, F., Frunzo, L., Trably, E., Escudí, R., Pirozzi, F., Lens, P. N. L., Esposito, G. (2016) Effects of operational parameters on dark fermentative hydrogen production from biodegradable complex waste biomass, *Waste Management*, **50**, 55-64. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.044>
- Guerrero, A. B., Ballesteros, I., Ballesteros, M. (2017) Optimal conditions of acid-catalysed steamexplosion pretreatment of banana lignocellulosic biomass for fermentable sugar production, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **92**(9), 2351-2359. doi: <https://doi.org/10.1002/jctb.5239>
- Lazaro, C. Z., Perna, V., Etchebehere, C., Varesche, M.B.A. (2014) Sugarcane vinasse as substrate for fermentative hydrogen production: The effects of temperature and substrate concentration, *International Journal of Hydrogen Energy*, **39**(12), 6407-6418. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.02.058>
- Lavagnolo, M. C., Girotto, F., Rafieenia, R., Danieli, L., Alibardi, L., 2018. Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste - Effects of process conditions during batch tests. *Renew. Energy* **126**, 14-20. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.039>
- Maintinguer, S. I. (2009) *Obtenção e caracterização filogenética de consórcio bacteriano utilizado em reator anaeróbico em batelada aplicado à produção de hidrogênio*, Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia (Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 167 pp.
- Nasr, M., Tawfik, A., Ookawara, S., Suzuki, M., 2013. Biological hydrogen production from starch wastewater using a novel up-flow anaerobic staged reactor. *BioResources* **8**, 4951-4968. <https://doi.org/10.15376/biores.8.4.4951-4968>
- Nathoa, C., Sirisukpoca, U., Pisutpaisal, N. (2014) Production of hydrogen and methane from banana peel by two phase anaerobic fermentation, *Energy Procedia*, **50**, 702-710. doi: [10.1016/j.egypro.2014.06.086](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.086)
- Noblecourt, A., Christophe, G., Larroche, C., Fontanille, P. (2018) Hydrogen production by dark fermentation from pre-fermented depackaging food wastes, *Bioresource Technology*, **247**, 864-870. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.199>
- Rafieenia, R., Girotto, F., Peng, W., Cossu, R., Pivato, A., Raga, R., Lavagnolo, M. C. (2017) Effect of aerobic pretreatment on hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion process using food waste with different compositions, *Waste Management*, **59**, 194-199.
- Reginatto, V., Antônio, R. V., 2015. Fermentative hydrogen production from agroindustrial lignocellulosic substrates. *Brazilian J. Microbiol.* **46**, 323-335. doi: <https://doi.org/10.1590/S1517-838246220140111>



- Reverberi, A. P., Klemes, J. J., Varbanov, P. S., Fabiano, B. (2016) A review on hydrogen production from hydrogen sulphide by chemical and photochemical methods, *Journal of Cleaner Production*, **136**, parte B, 72-80. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.139>
- Reynolds, C., Goucher, L., Quested, T., Bromley, S., Gillick, S., Wells, V. K., Evans, D., Koh, L., Kanyama, A.C., Katzeff, C., Svenfelt, Å., Jackson, P. (2019) Review: Consumption-stage food waste reduction interventions - What works and how to design better interventions, *Food Policy*, **83**, 7-27. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2019.01.009>
- Sivagurunathan, P., Kumar, G., Mudhoo, A., Rene, E. R., Saratale, G. D.; Kobayashi, T.; Xu, K., Kim, S-H.; Kim, D-H. (2017) Fermentative hydrogen production using lignocellulose biomass: An overview of pre-treatment methods, inhibitor effects and detoxification experiences, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **77**, 28-42. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.091>
- Sołowski, G., Konkol, I., Cenian, A., (2020) Production of hydrogen and methane from lignocellulose waste by fermentation. A review of chemical pretreatment for enhancing the efficiency of the digestion process. *J. Clean. Prod.* 267. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121721>
- Yuan, T., Bian, S., Ko, J. H., Wu, H., Xu, Q., 2019. Enhancement of hydrogen production using untreated inoculum in two-stage food waste digestion. *Bioresour. Technol.* **282**, 189-196. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.020>
- Zhang, B., He, P. J., Ye, N. F., Shao, L. M., (2008) Enhanced isomer purity of lactic acid from the non-sterile fermentation of kitchen wastes. *Bioresource Technology*, **99**, 855-862. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.010>

# REVISTA AIDIS

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

## SELECTIVE COLLECTION IN PALMAS/TO: ANALYSIS OF THE FIRST MUNICIPAL RECYCLING PROGRAM

\* Tiago Araújo Sodré <sup>1</sup>

Roseanne Veloso de Camargo <sup>1</sup>

Antonio Adeluzio Gomes Azevedo <sup>1</sup>

Joel Carlos Zukowski Junior <sup>1</sup>

Aurélio Pessôa Picanço <sup>1</sup>

Marcelo Mendes Pedroza <sup>1</sup>

Recibido el 17 de septiembre de 2019; Aceptado el 13 de enero de 2021

### Abstract

*Selective collection aiming the recycling of municipal solid waste is worldwide an alternative to reduce the final disposal in landfills, besides reducing natural resources consumption. This paper aimed to analyze the system of selective collection of recyclable materials proposed by the municipal government of Palmas through the Program "Coleta Palmas", through data collection in the institutions involved, intending to contribute for the improvement of the system adopted. A survey was carried out with the main stakeholders of the Program, with the purpose of knowing the institutional arrangement, the types of partnerships, the objectives and targets set, the actions and strategies planning, the monitoring and results achieved so far. Results showed difficulties involving the coordination unit, and it was noticed that the general view of the operating units on the Program is positive, although for two of them, to date, the participation has not represented financial gains. It was concluded that changes in the management of the Program are necessary, including improvement of social communication and continuous environmental education. Lastly, recommendations made by the operating units were collected in three perspectives: institutional, operational, and environmental education.*

**Keywords:** *municipal solid waste management, selective collection, solid waste pickers.*

---

<sup>1</sup> Postgraduate Program in Environmental Engineering (Master Degree) at Federal University of Tocantins – UFT, Brasil.

\* *Corresponding author:* Postgraduate Program in Environmental Engineering (Master Degree) at Federal University of Tocantins – UFT. Av. NS 15, Quadra 109 Norte, Bloco I, Sala 23, Câmpus Palmas, Plano Diretor Norte – CEP: 77001-090 - Palmas/TO, Brasil. Email: [tiago\\_ambiental@mail.uft.edu.br](mailto:tiago_ambiental@mail.uft.edu.br)

## Introduction

The sustainable management of waste produced is one of the major challenges for the globalized and capitalist world. In many countries, the final destination of municipal solid waste has been landfills. However, there are other alternatives to their final disposal, particularly for packaging waste, such as recovery processes, through incineration with energy recovery or recycling. Selective waste collection aiming recycling urban solid waste is a worldwide alternative to reduce final disposal in landfills, thus extending their lifetime. It is undeniable that any recovery system produces a percentage of tailings that are sent to confinement and final disposal in landfills (Da Cruz, Marques, 2014). Globally, in the context of 2030 Agenda, selective collection is present among many of the United Nations' Sustainable Development Goals, especially linked to Objectives 11, Goal 11.6 and 12, Goals 12.4 and 12.5 (Nações Unidas Brasil, 2019).

In Europe, with adoption of Directive 94/62/CE and Directive 1999/31/CE, which made mandatory the collection of packaging waste and final disposal of municipal solid wastes in landfills, respectively, as well as set demanding targets for recovery and recycling of packaging waste, the solid waste management has profoundly changed (Mannarino et al., 2016). So that it made the Member States of the European Community to be elected by the United Nations (UN) and the International Solid Waste Association (ISWA) as those countries that have reached the most advanced level of waste management in the world (Barroso, 2013).

In Japan, selective collection has been developed confronting challenges as small territorial area, economic expansion and growth, technological development, and high population density. Its waste management system has been refined since the 1970's, including the private sector, developing recycling, landfilling and energy recovery through incineration (MME, 2014). In the United States, the city of San Francisco has reached the target of diverting 75% of materials from the landfill (San Francisco, 2019). However, North America still faces difficulties due to scarce local success models given the world's largest per capita generation of solid waste: 2.21 kg per inhabitant a day (Kaza et al., 2018).

In Brazil, according to data from Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste Companies (ABRELPE, 2019), in 2018 the average per capita generation of waste was 1.039 kg per inhabitant a day. The Brazilian National Policy on Solid Waste – Federal Law 12.305/2010 (Brasil, 2010) stipulates that among all materials generated in domestic and commercial activities, and collected by public cleaning services, only those whose reuse is not possible or feasible must be sent to landfills. However, according to Amaral and Rodrigues (2018), in 2016 almost 30 million tonnes were not properly disposed, representing a percentage of 41.6% of the total generation, bringing serious environmental and sanitary problems.

In Tocantins, State located in the Northern Brazil, one of the newest federated units of the country, the State Waste Management Plan was just approved in 2017 and proposed two

alternatives to regional landfilling to all 139 municipalities. So far, not much has been seen in terms of state politics on regional arrangements for solid waste management. According to the State Plan, approximately 23,898 tonnes are generated monthly, and 65% of this comes from the cities of Palmas, Araguaína and Gurupi, the main solid waste generating centers, due to the highest population density and economic activities concentration. These municipalities are responsible for the generation of 66% of dry waste, 56% of wet waste and 25% of tailing in the State (Tocantins, 2017).

Palmas is the newest Brazilian State capital, influenced by sustainable cities concepts. Despite its “green” vocation, Palmas has not been successful in developing recycling so far. Selective collection in Palmas has been carried out by the waste pickers since mid-2002. Only in 2017, after the approval of the Municipal Solid Waste Management Plan (occurred in 2014), a selective collection initiative was conducted by the local government: The *Coleta Palmas* Program. The Program has been implemented an informal partnership with those recyclable materials pickers organizations, with the purpose of encouraging the local population to sort and dispose solid waste for recycling (Palmas, 2019).

This paper aimed to analyze the selective collection system of recyclable materials proposed by Palmas Municipal Government through the *Coleta Palmas* Program, by means of data collection and interviews conducted with representatives of the institutions involved, intending to contribute to the enhancement of the adopted system.

### Methodology

Initially, the authors have gathered information on the *Coleta Palmas* Program in many departments of Palmas Municipal Government, in order to know its institutional organization, institutions involved, which type of partnership was established between these institutions and local government, and which were the objectives and goals set. Interviews were conducted with representatives of the program coordinating unit, as well as documentation and official publications queries. The planning and strategies of the Program were also investigated, regarding the system’s expansion and types of materials collected, community engagement, laws compliance, new institutions admission and the formulation of new partnerships. It was also investigated the management of waste in the stations, the monitoring procedures and results achieved by the Program so far, considering the pickers’ organizations (operating units) point of view. That information contributed to the better comprehension of the Program’s organization.

Finally, informal interviews were conducted with the representatives of the operational units to know their general opinion about the Program, the main difficulties faced by each institution, as long as the benefits and results glimpsed so far, the main destinations of the collected materials and which may offer the best financial return to them. Based on this information, the main actions

and propositions pointed by the operational units as essentials for the Program enhancement were listed. Then, a chart was outlined with the main suggestions, considering the institutional, operational, and educational perspectives.

### Results and discussion

The *Coleta Palmas* Program is a municipal selective collection program, designed in a voluntary recyclable materials delivery basis (MMA, 2019) in stations maintained by Palmas Municipal Government. Each delivery station consists of three plastic containers with a volumetric capacity of 1 (one) m<sup>3</sup> each one, colored yellow, blue and red, identified with the recyclable material type it must receive, according to CONAMA Resolution No. 275/2001 (Brasil, 2001). The current selective collection system employed in the city was adopted concerning the aspirations of community for selective collection, empirically designed, and aiming low deployment and maintenance costs, due to the scarcity of financial and human resources for this purpose.

Regarding its institutional arrangement, the municipal environmental agency (FMA) is the Program's coordinating unit, encompassing employees of the Environmental Project Division (coordination, monitoring, planning and social mobilization), Environmental Education Division (social mobilization and education activities) and Recovery of Degraded Areas Division (monitoring activities). The Municipal Secretariat of Infrastructure and Public Services is an executive support unit. Also, the Municipal Health Secretariat and the Municipal Education Secretariat act as executive support units. The waste pickers organizations legally constituted in Palmas are the operational units of the Program, operating the waste collection in the stations, and also participating in the mobilization, monitoring and planning through periodic meetings held with the other units involved. The government's partnership with the Program's operational units took place informally. However, according to FMA, this informal partnership was constructed through consultation and agreement with picker's organizations.

As for its goals, the Program aims to implement municipal selective collection permanently and comply with Federal Law No. 12.305/2010 (Brasil, 2010). In interviews with technicians (municipal employees) involved in the Program, it was found that the document that describes and formalizes the *Coleta Palmas* Program has not been published. The goals and targets set for the Program, and their status are shown in Table 1. The technical staff responsible for coordinating the Program revealed that among the results there are great contrasts. While there are stations that have received a large amount of recyclable materials in good conditions (sorted by type, clean and dry), there are other ones that have received organic and other types of improper wastes.

**Table 1.** Objectives and goals set for Coleta Palmas Program and their status.

Objectives and goals	Status/Initiatives
Replacing installed containers by standardized Voluntary Delivery Stations template by the end of 2018.	This goal was reconsidered and the current Voluntary Delivery Station template with colored containers was remained.
Mechanize the collection of recyclable materials, using appropriate collection vehicle (truck) after the completion of the previous goal.	Inclusion of a collection vehicle exclusively for selective collection to be contracted by the Secretariat of Infrastructure and Public Services.
Generate weekly and monthly reports with data of quantity of materials collected in the stations.	Undefined / No information available.
Collect at least three tonnes of recyclable materials per month by the end of 2018.	The coordinating unit developed a community outreach and mobilization strategy through a standardized approach to selective collection awareness.
Improve the procedures and acquire resources for enhancing the Program monitoring.	The monitoring record has changed several times since the Program's kick-off, applying several different models of documents, but still requires material resources.
Establish continuous improvement procedures for Program management.	The Program is developed by a team that constantly holds meetings and seeks to adopt continuous improvement procedures, such as defining the standard approach.
Include selective glass collection in the Program.	In research step.
Establish and regulate the <i>Coleta Palmas</i> Program through appropriate legal instruments.	Undefined / No information available.
Formalize and promote partnerships with waste picker's organizations.	In research step.
Reactivate and maintain the activities of the "Municipal Waste and Citizenship Forum" by 2018.	This Forum was reactivated on May 17, 2019.
Install 30 standard Voluntary Delivery Stations by the end of 2018.	The program has 18 Stations and aims 40 in operation by the end of 2019.
Start a door-to-door selective collection route in 2019.	Undefined / No information available.
Start designing the Screening Plant project and seek resources for its implementation in 2020.	In research step

(Fundação de Meio Ambiente de Palmas - FMA, 2019)

According to a standard procedure, after a direct awareness approach with the population of the station surroundings, if the deposition of materials fails, with the constant presence of tailings and organic waste in the containers, the station is relocated. This decision is taken after a monitoring period of a month, with special attention of the Program coordination unit on monitoring results.

The team has been discussing the need for intensification of environmental awareness and education activities, as well as the need for social communication, with the dissemination of the Program and how it works, as well as the creation of a direct communication channel with the citizens. The formulation of a social communication plan was mentioned as an important demand.

As operating units, three waste pickers organizations were involved in the *Coleta Palmas* Program, to collect the selected materials at the stations. This participation, however, was made informally with Palmas government, and there is no partnership agreement or other legal instrument signed by the parties yet to this date. In this study, they were called Organization A, B and C.

When asked about the main operational difficulties faced to develop their activities, organizations reported aspects such as vehicle maintenance expenses (fuel and repair) and financial difficulties to maintain equipment used for sorting and baling. The need to purchase and ensure the use of personal protective equipment (PPE) for the pickers involved and deficient physical structure or lack of space in their headquarters for selection and baling were mentioned as well.

Regarding the strategy employed in monitoring the Program, it consists of conducting weekly surveys at the stations, which results allow decision making. All the stations of the Program are visited, photographed, and observed. When atypical or relevant situations are found, the monitoring team must promptly inform the Program coordinating unit, as shown in Table 2.

It was noticed that there is no clear division of the area of activity of each organization in relation to the collection of materials in the stations. The collection is carried after the request of the coordinating unit (FMA), which indicates the station that should be collected. It was observed that the coordinating unit did not establish clear criteria for the performance of each organization, to avoid conflicts of overlapping areas of activity.

Organization C reported to collect material from all stations, in a contrary way to a pre-established “planning” by the coordinating unit. It is believed that this happens because this organization has a better structure for transportation (vehicle), and a large number of employees, as well as a different view regarding *Coleta Palmas*, as compared to the other organizations involved. The program chart is presented in Figure 1.

It is noteworthy that all organizations reported that they have other partnerships for the selective collection, involving public agencies and private institutions, companies located in commercial zone, among others. Table 3 presents these, and other general characteristics of the organizations involved in the Program.

Participating organizations were also asked about the benefits of participating in the Program and the results achieved so far. Two organizations said that it has not yet been able to bring them significant financial benefits but recognize that it brought new experiences and contributed to raising awareness for selective collection and recycling among the population. Organization C was satisfied with the results and declared to have satisfactory financial return from its participation. Two organizations highlighted the increase in the amount of material available as the main benefit.

**Table 2.** Monitoring of the Coleta Palmas Program: detection of deviations and preventive/corrective measures.

Monitoring situation detected	Action to be taken
Volumetric capacity depleted (full station)	Contact operating units to perform Collection.
Presence of organic waste.	Conduct environmental education work with the community near the station as a corrective measure.
Presence of other waste (tailings) such as wood, electronics, tires, medicines, light bulbs and construction and demolition waste, batteries, health care waste, dead animals, disposable or Styrofoam.	Call the competent agencies (executive support unit of public services) to conduct collection, when the tailings occupy most of the volumetric capacity of the station and transport them to final disposal in landfill.
Presence of dead animals and disease vectors.	Call Public Services Support Unit to proceed special collect and communicate Health Support Unit (Health Surveillance)
Occurrence of odor.	Activate operational staff for cleaning and reinforce the environmental education campaign with local community, scheduling an educational visit around the neighborhood
Problems with the physical integrity of the station, if the wheels are locked and intact, if the identification sticker is in good condition, etc.	Carry out the necessary correction in case of misplaced containers, wheel locking, etc. (monitoring team) and report to the coordinating unit about problems with stickers to decide for their replacement or any other necessary measures.

(FMA, 2019)



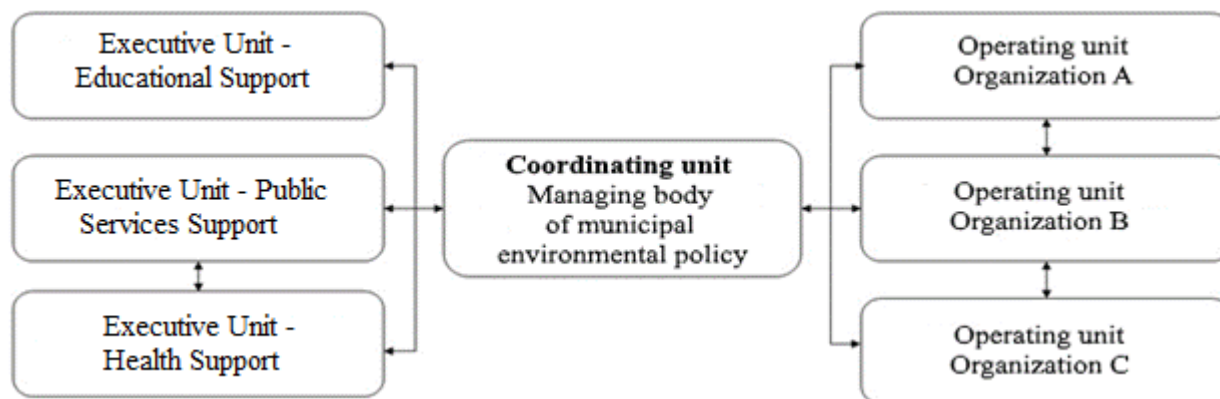


Figure 1. Coleta Palmas Program chart.

Table 3. General characteristics of waste picker organizations involved in the Coleta Palmas Program.

Organization	Organization Total Number of People Involved	Beginning of recyclable materials collection activities	Own Area	Number of Own Vehicles	Other partnerships for collecting recyclable materials?	Total average amount of recyclable materials collected monthly
Organization A	9 people	2004	Yes	1	Yes	38 tonnes
Organization B	16 people	2007	Yes	1	Yes	40 tonnes
Organization C	15 people	2015	No	2	Yes	45 tonnes

The amount of materials recovered by the *Coleta Palmas* Program was not known. Regarding the recyclable materials market, the organizations have pointed that paper, cardboard and plastic in general are the materials that provided them the highest financial return. The destinations of the selected materials are mainly the large centers of the Midwest, Southeast and South Brazil. However, some part ended up being absorbed in the Tocantins state itself (plastic film and ferrous metals).

About the participation of organizations in the Program, it was pointed out that they were not heard by the government in the program design phase. The distance between the stations and the headquarters of the organizations was considered long. The quality of materials collected at the stations was also reported as poor by two organizations, which reported frequent occurrence of contamination due to improper disposal. The fact that the stations were installed in open areas to the public, without any control, was also pointed out as negative. Figure 2 shows a station of the *Coleta Palmas* Program, located in the downtown area.

Finally, the organizations were invited to make suggestions for improvements for the *Coleta Palmas* Program. These suggestions were organized according to three perspectives, presented in Figure 3: Institutional (INST), Operational (OPE) and Environmental Education (EE).



Figure 2. Coleta Palmas station.

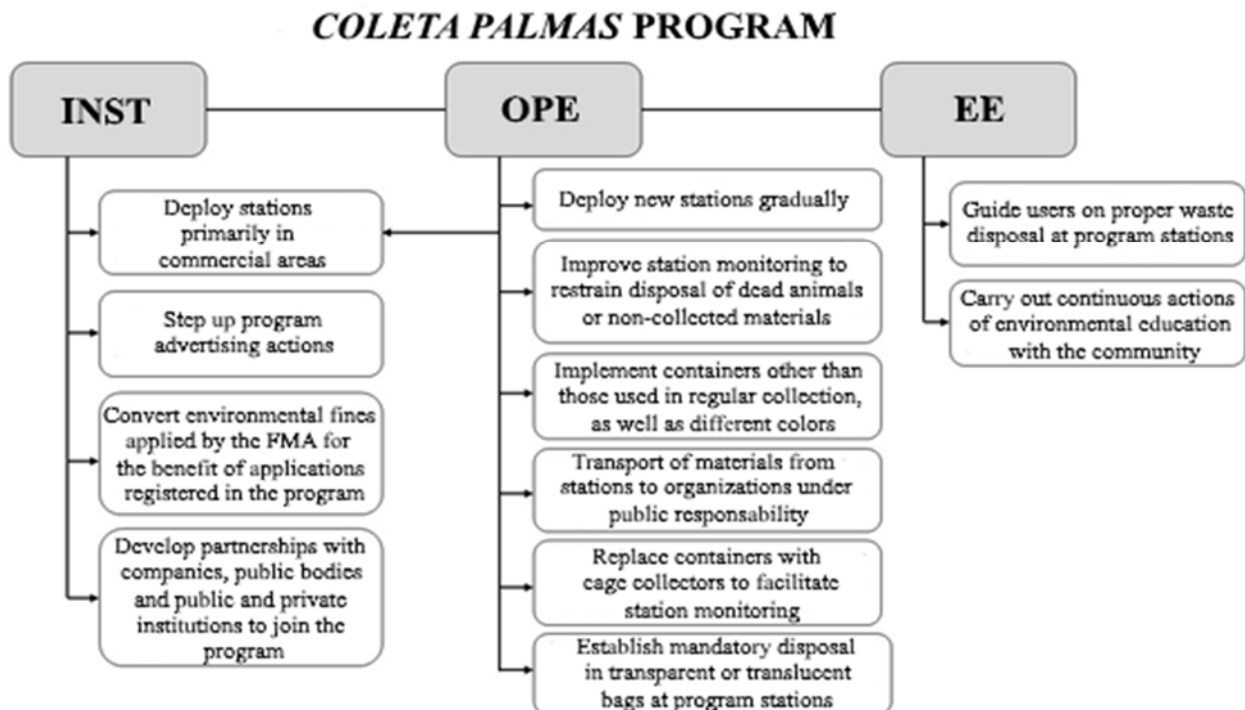


Figure 3. Suggestions to improve Coleta Palmas program, under the involved organizations' view.

From an institutional (INST) and operational (OPE) perspective, organizations reported that deploying Program stations in primarily commercial areas would bring greater amounts of good quality (cleaner) recyclable materials and could return better financial gains. One of the organizations mentioned to be collecting in commercial areas, from partnerships with local merchants. Greater disclosure was suggested, aiming to publicize the Program and its actions, which could bring greater participation and engagement of the society. Finally, organizations suggested a possibility of expanding the Program through partnerships with commercial companies, agencies and public or private institutions to make available a bigger amount of recyclable materials.

From the strictly operational perspective (OPE), six suggestions for improvements were made. The gradual deployment of new Program stations, to be closer to each other (due to the difficulty of collecting materials at many stations scattered throughout the city), advancing to new areas of the city. Therefore, organizations believe that the gradual implementation in commercial zones, could bring scalability to the Program and greater financial return. Another suggestion concerns the monitoring of the stations. It was suggested the use of transparent or translucent plastic bags to dispose materials, to facilitate the identification of the content. Two suggestions relate to the types of collectors at the stations. According to the interviewees, the containers used are the same model as those of conventional collection, which was a problem. It was suggested the adoption of containers of different shapes and appearance (diverse of the ones used for conventional collection), and the use of containers in a “cage” type, to facilitate the visualization of the content. Finally, two of the three organizations reinforced that transportation should be carried out by the government.

The third perspective evaluated was about environmental education (EE). The first suggestion was the orientation of the users, so the population should be educated, using the media: radio, television, newspapers, social media and others to disseminate the Program, types of materials and their correct disposal at the stations. The second was carrying out continuous environmental education actions with the society to overcome all perceived difficulties in the development of the Program.

The Figure 3 shows all the suggestions made from the organizations to improve the program. Finally, the organizations' overall view of the Program is positive, although for two of them, so far, participation had not represented financial gains. However, all of them see that the *Coleta Palmas* Program increased the supply of recyclable materials and brought social and financial returns to the involved, as well as helped the government to meet their legal obligations, set out in the National Solid Waste Policy.

### Conclusions and recommendations

The *Coleta Palmas* Program emerged in a Voluntary Delivery stations model, resulting from a partnership between local government and waste pickers' organizations, to meet a social demand for selective collection. The coordinating unit oversees the planning, monitoring, social mobilization, and environmental education of the Program, along with three support units. Some difficulties related were about formalizing, publicizing, and carrying out social mobilization and environmental education actions with the community in general.

The operating units (waste pickers' organizations) are responsible for the collection, transportation, sorting and baling for commercialization of the recyclable materials received. They contributed with twelve suggestions, which in their view can contribute to its improvement and effectiveness, from different perspectives. The main problems they reported were incorrect disposal, the long distance between stations and their headquarters, and monitoring failures.

However, the Program is considered as positive and contributes to the social awareness and dissemination of selective collection, as well as the increase in the volume of recyclable materials. It should be expanded through new partnerships, including companies, public and private institutions, and should be widely publicized. In addition, the *Coleta Palmas* Program helped local government to comply with their legal obligations under the National Solid Waste Policy. There is great potential for future studies in relation to the results of the Program, among which are recommended studies of physical characterization of materials and studies of sociocultural and behavioral aspects of selective collection in Palmas.

### References

- ABRELPE (2019) Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019*. ABRELPE: São Paulo, 68 pp.
- Amaral, D. S., Rodrigues, E. R. (2019) *Reciclagem No Brasil: Panorama Atual e Desafios Para o Futuro*. [S. l.], 17 out. 2018. Access in 14 jun. 2019, Available in: <https://portal.fmu.br/reciclagem-no-brasil-panorama-atual-e-desafios-para-o-futuro>
- Barroso, L. F. de L. (2013) *Contribuições ao Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo*. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos - USP. São Carlos, 432 pp.
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente - MMA (2001) *Resolução CONAMA nº 275, de 25 de abril de 2001*. Diário Oficial da União: seção 1, página 80, Brasília, DF, 19 jun. 2001. Access in 30 jun. 2019, Available in: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=273>
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Access in 30 jun. 2019, Available in: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)
- Da Cruz, N. F., Marques, R. C. (2014) Análise econômica do sistema da reciclagem em Portugal. *Eng. Sanit Ambient.*, **19**(3), 335-344.

- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018) *What a waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. Urban Development Series: Washington, D.C., 295 pp.
- Mannarino, C. F., Ferreira, J. A., Gandolla, M. (2016) Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência européia. *Eng. Sanit Ambient.*, **21**(2), 379-385.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2019) *Coleta seletiva*. Access in 09 jun. 2019, Available in: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/catadores-de-materiais-reciclaveis/reciclagem-e-reaproveitamento>
- MME, Ministério do Minas e Energia (2014) Empresa de Pesquisa Energética. *Nota Técnica DEA 18/14: Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Rio de Janeiro. Outubro de 2014. Access in 18 jun. 2019, Available in: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-251/topico-311/DEA%2018%20-%20%20Invent%C3%A1rio%20Energ%C3%A9tico%20de%20Res%C3%ADduos%20S%C3%B3lidos%20Urbanos%5B1%5D.pdf>
- Nações Unidas Brasil (2019) *Agenda 2030*. Access in 02 jul. 2019, Available in: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030>
- Palmas (2019) Município de Palmas/TO. *Coleta Palmas*. Fundação Municipal de Meio Ambiente de Palmas: Palmas, 14 pp.
- San Francisco (2019) San Francisco Department of the Environment. *Zero Waste: Sending nothing to landfill is a foreseeable future*. SF Environment, 2019. Access in 19 jun. 2019, Available in: <https://sfenvironment.org/zh/zero-waste>
- Tocantins (2017) Governo do Tocantins. *Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado do Tocantins*. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH, 448 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE LODO CONTAMINADO POR HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS POR PROCESSOS DE BIORREMEDIAÇÃO E REAÇÃO FENTON

Ariel Ullmann Geanezini <sup>1</sup>  
\* Maria Cristina de Almeida Silva <sup>2</sup>

## EVALUATION OF TREATMENT OF SLUDGE CONTAMINATED BY POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS BY BIOREMEDIATION AND REACTION FENTON PROCESSES

Recibido el 24 de septiembre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

Several human activities, such as industries and service provision, result in the generation of effluents and solid wastes that require treatment or an appropriate final disposal. The sludge generated in the effluent treatment of a vehicle and parts trading company, as well as car wash services is considered solid waste. It is classified as class I waste (hazardous), according to NBR 10004, due to presence of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), coming from diesel oil, gasoline, lubricating oils and various greases. This work evaluates two distinct sludge treatment methods, bioremediation and Fenton reaction, as well as their respective efficiencies. For both treatments, three tests were performed with different retention times. For bioremediation, were obtained PAH degradation percentages from  $76.03 \pm 8.83\%$  to  $92.88 \pm 3.48\%$ . The treatments by Fenton reaction obtained PAH degradation percentage above 99.9%. The high degradation values were obtained with Fenton reaction, in 3 days of test.

**Keywords:** bioremediation, bioaccumulation, Fenton reaction, PAH, sludge.

<sup>1</sup> Universidade do Vale do Taquari, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

\*Autor correspondente: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, RS, Brasil; CEP 91501-970. Email: [maria.almeida@ufrgs.br](mailto:maria.almeida@ufrgs.br)

## Resumo

Diversas atividades humanas, como indústrias e prestação de serviços, resultam na geração de efluentes e resíduos sólidos que necessitam de determinado tratamento ou uma disposição final adequada. O lodo gerado no tratamento do efluente de uma empresa do ramo de comércio de veículos e peças, e serviços de oficina e lavagem de veículos é considerado um resíduo sólido. O mesmo é classificado, conforme NBR 10004, como resíduo classe I (perigoso), devido a presença de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), oriundos de óleo diesel, gasolina, óleos lubrificantes e graxas diversas. Este trabalho avalia dois métodos distintos de tratamento do lodo, biorremediação e fenton, bem como suas respectivas eficiências. Para ambos os tratamentos, realizou-se três ensaios com as mesmas concentrações degradantes, porém com tempos de retenção diferentes. Como resultados finais com tratamento por biorremediação, obteve-se percentuais de degradação de HPA dentre  $76.03 \pm 8.83\%$  a  $92.88 \pm 3.48\%$ . Os tratamentos por fenton obtiveram percentual de degradação dos HPA acima de 99.90%. Foi avaliado então que o melhor processo de tratamento foi através do tipo fenton, visualizado no ensaio 03-F, com  $99.99 \pm 0.001\%$  de degradação em um período de 3 dias.

**Palavras chave:** biorremediação, bioaugmentação, Fenton, HPA, lodo.

## Introdução

Diversas atividades humanas, dentre elas atividades industriais e prestação de serviços, resultam em efluentes e resíduos com determinadas características de periculosidade, necessitando-se assim, de tratamento ou disposição final adequada (Flohr *et al.*, 2005). De acordo com NBR 10004 (ABNT, 2004) o lodo gerado no tratamento de efluentes é classificado com resíduo sólido, e deve ser tratado e disposto conforme exigência dos órgãos ambientais reguladores. Os resíduos são enquadrados em relação aos seus riscos potenciais de contaminação, seguindo as classificações:

- Resíduos classe I (perigosos): apresentam características de inflamabilidade, toxicidade, corrosividade, reatividade ou patogenicidade. Resíduos classe I apresentam risco à saúde pública e ao meio ambiente.
- Resíduos classe II (não perigosos): subdividem-se em duas classes, classe II A (não inertes) e classe II B (inertes).

A classificação de periculosidade dos resíduos é dada pela identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, seus constituintes e características em comparação com listagens de resíduos ao qual o impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido (ABNT, 2004).

Os HPA são compostos de anéis aromáticos fundidos em arranjos lineares, angulares ou agrupados. Em geral, a estabilidade eletroquímica, a persistência, a resistência à biodegradação e o índice carcinogênico dos HPAs aumentam com o aumento do número de anéis aromáticos, angulosidade estrutural e hidrofobicidade, enquanto a volatilidade tende a diminuir com o aumento do peso molecular. Sabe-se que os HPA podem causar efeitos carcinogênicos e mutagênicos (Ghosal *et al.*, 2016) além de serem potentes imunossuppressores (Abdel-Shafy, Mansour, 2016). Possuem potencial natural de bioacumulação em várias

cadeias alimentares, o que torna sua presença no ambiente bastante alarmante, e, por isso, são consideradas substâncias potencialmente perigosas para a saúde humana (Ghosal *et al.*, 2016).

Várias tecnologias de remediação diferentes estão sendo testadas no intuito de remover esses contaminantes ambientais. Entre eles, a biorremediação se destaca, pois é considerada uma opção segura e econômica (Abdel-Shafy, Mansour, 2016; Ghosal *et al.*, 2016). A biorremediação é uma tecnologia que utiliza as atividades biológicas por meio de organismos vivos, com capacidade de modificar ou decompor determinados poluentes, transformando contaminantes em substâncias inertes (Barbosa *et al.*, 2013). Esta técnica é considerada simples e econômica, pois ocorre em condições ambientais, além de não propiciar a formação de compostos intermediários (Velez *et al.*, 2017). Contudo, cabe destacar que o processo de biodegradação é influenciado por muitos fatores, como temperatura, pH, e presença de oxigênio (Cycon, Mrozik, Piotrowska-Seget, 2017).

A bioaugmentação é definida como a melhoria da capacidade de degradação de contaminantes através da introdução de microrganismos específicos. É baseada na inoculação de determinados ambientes com microrganismos com capacidades catalíticas desejadas. A bioaugmentação é recomendada principalmente para locais onde o número de microrganismos autóctones que permitem a degradação de contaminantes é insuficiente ou naqueles em que as populações nativas não possuem as vias catabólicas necessárias para metabolizar os poluentes presentes (Mrozik, Piotrowska-Seget, 2010; Cycon, Mrozik, Piotrowska-Seget, 2017).

Entre as tecnologias de tratamento, os processos oxidativos avançados (POA) apresentam grande potencial para o tratamento de uma ampla gama de contaminantes. Envolvem a geração de espécies altamente reativas, como radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ), fornecendo vias de mineralização completa a dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), água e íons inorgânicos (Dalrymple, Yeh, Trotz, 2007; Kanakaraju, Glass, Oelgemöller, 2018).

A reação de Fenton é um dos processos de oxidação mais rápidos, econômicos e avançados para a degradação de poluentes orgânicos não biodegradáveis (Park *et al.*, 2018). Como uma das mais fortes reações de oxidação, a reação de Fenton pode produzir radical hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ) com forte propriedade oxidante na reação entre peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e íons ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Este processo (Equação 1) corresponde a uma reação redox, gerando radicais hidroxila (Lu *et al.*, 2018):



Equação (1)



Em meio ácido (pH 2.5–3.0), os íons ferrosos servem de catalisadores para decomposição do peróxido de hidrogênio, gerando radical hidroxila, extremamente reativo e capaz de oxidar efetivamente grande parte da matéria orgânica residual em poucos minutos (Brito, Silva, 2012). A reação Fenton apresenta muitas vantagens, como seu alto desempenho e simplicidade, pois é operado à temperatura ambiente e à pressão atmosférica para a oxidação de compostos orgânicos, aliado à sua não-toxicidade (Wang *et al.*, 2016).

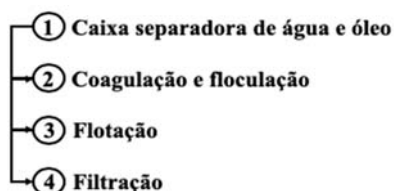
Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi realizar dois testes de tratabilidade de lodo contaminado por HPA, e avaliar suas respectivas eficiências. Conforme NBR 10004 (ABNT, 2004), o lodo em questão é classificado como resíduo sólido perigoso (classe I), por possuir inflamabilidade e toxicidade, pela presença de HPA. Os processos de tratamentos do lodo propostos foram a biorremediação, através da bioaumentação utilizando consórcio microbiano Enzilimp®, e a reação Fenton.

## Metodologia

### Geração do lodo

O lodo utilizado no presente estudo foi proveniente de uma empresa do ramo de comércio de veículos e peças, bem como serviços de oficina e lavagem de veículos. Os contaminantes oriundos dos produtos utilizados (produtos automotivos, óleos lubrificantes, graxas, gasolina e diesel) são incorporados à água através de processos de higienização da empresa, bem como pelo setor de lavagem de veículos, gerando o efluente final.

Este efluente é encaminhado a uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), em que o líquido é submetido a processos físico-químicos, conforme mostrado na Figura 1, e detalhado em Geanezini (2015).



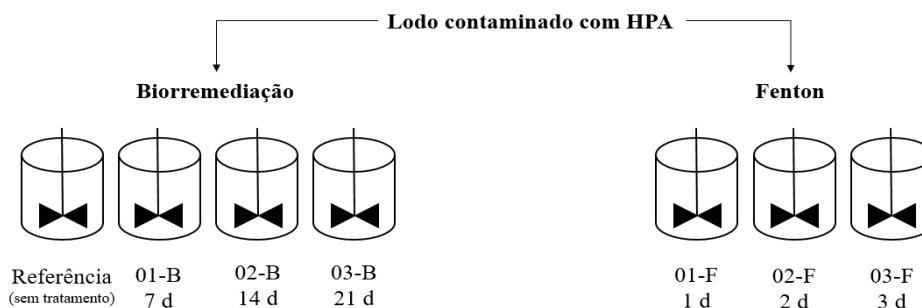
**Figura 1.** Processos de tratamento do efluente gerado na Concessionária.

Os lodos gerados nos processos de separação de água e óleo, bem como de flotação (etapas 1 e 3), são encaminhados a um leito de secagem, para posterior destinação final em aterro de resíduos perigosos. Para a realização do presente trabalho, utilizou-se uma mistura de ambos os lodos na proporção 1:1. Na etapa 4 é gerada pequena quantidade de lodo e, por isso não foi utilizado nos testes.

Com objetivo de avaliar o tratamento do resíduo pelos processos distintos propostos, os ensaios sofreram uma contaminação proposital com 24 mL de óleo diesel S10 a cada 1 kg de lodo. A contaminação proposital foi realizada para garantir a presença dos HPA, e também para configurar uma situação extrema da presença dos possíveis contaminantes presentes no lodo em estudo.

### Experimentos de tratabilidade

O lodo contaminado oriundo da ETE da referida concessionária foi submetido a dois tratamentos distintos, realizados em uma via: Biorremediação, utilizando a bioaugmentação e bioventilação, e por processo oxidativo avançado, utilizando a técnica Fenton, de acordo com a Figura 2.



**Figura 2.** Experimentos de tratabilidade realizados, utilizando a técnica de biorremediação e Fenton.

### *Biorremediação*

A biorremediação foi conduzida em equipamento *Jar Test* (Floc Control Policontrol), com a utilização de béckeres de vidro de 2 L. Para a bioventilação, a aeração e homogeneização do material foi realizada segundo trabalho de Meneghetti (2007), utilizando misturador mecânico com velocidade constante de 250 rpm durante período de 2 horas/dia. Os recipientes foram mantidos a temperatura ambiente (~25°C).

Para a bioaugmentação foi utilizado o consórcio microbiano Enzilimp®, que possui como ingredientes ativos *Bacillus subtilis* e *Bacillus licheniformis*, e outros ingredientes (IBAMA, 2019). De acordo com os fabricantes, o produto é natural, estável, sem qualquer aditivo químico, não tóxico, não corrosivo e livre de organismos patogênicos (ENZILIMP, 2019). O produto é preferencialmente recomendado para efluentes líquidos, contudo, o mesmo foi empregado para avaliação de sua eficácia na tratabilidade de resíduo semi-sólido, com elevado teor de sólidos.

A taxa de aplicação do produto Enzilimp® foi fixada em 0.05 g. (g lodo.d)<sup>-1</sup>, conforme recomendação do fabricante. Foram avaliados 3 diferentes tempos de detenção (7, 14 e 21 dias),

cada qual em um diferente recipiente, conforme mostrado na Tabela 1. Também foi conduzido um teste referência, de 21 dias de duração, em que foram mantidas as mesmas condições de mistura e contaminação inicial, contudo não foi adicionado produto.

**Tabela 1.** Quantidades, concentração e períodos de tempo dos ensaios por tratamento biológico.

Ensaio	Duração (dias)	Lodo (g)	Taxa de aplicação [g .(g lodo.d) <sup>-1</sup> ]
01-B	07	400	0.05
02-B	14	400	0.05
03-B	21	400	0.05
Referência	21	400	-

Quando necessário, conforme o monitoramento conduzido durante o experimento, as condições de pH e umidade das amostras foram ajustadas. Conforme instruções do fabricante do consórcio microbiano utilizado, o pH deve ser mantido entre 6 e 9. Desta forma, a determinação do pH dos ensaios foi realizada três vezes por semana. Quando detectados valores de pH ácidos, o mesmo foi ajustado para valores próximos da faixa da neutra, considerada ótima para atividade microbiana aeróbia (Meneghetti, 2007; Fang *et al.*, 2008; Reginatto, Colla, Thomé, 2012).

Já a umidade do resíduo foi mantida entre 60% e 70% (Martinez *et al.*, 2008), e o monitoramento também ocorreu três vezes por semana. Decorrido o tempo determinado para cada experimento, as amostras de lodo foram coletadas e encaminhadas a análise.

### Fenton

O ensaio Fenton também foi realizado em equipamento *Jar Test* (Floc Control) com béckeres de vidro de 2 L, em temperatura ambiente (~25°C), utilizando o misturador mecânico com velocidade constante de 250 rpm para homogeneização. As concentrações dos produtos peróxido de hidrogênio a 30% (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% 1M) e sulfato ferroso heptahidratado (FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O 0.02M) foram fixadas, de acordo com o trabalho de Villa e Nogueira (2005). Foram testados diferentes tempos de reação (1, 2 e 3 d), conforme mostrado na Tabela 2. Encerrado o período de teste proposto, amostras de lodo foram coletadas e encaminhadas para análise.

**Tabela 2.** Quantidades, concentrações e períodos de tempo dos ensaios por tratamento POA – Fenton.

Ensaio	Duração (d)	Lodo (g)	Fenton	
			H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (30%) mL	FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O (0,02M) mL
01-F	1	400	173	130
02-F	2	400	173	130
03-F	3	400	173	130

### Análises de monitoramento

As análises foram realizadas conforme metodologias descritas pelo *Standard methods for the examination of wastewater* (APHA, 2005), conforme Tabela 3. As análises de demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total ( $P_{\text{Total}}$ ), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), sólidos totais e totais fixos e voláteis foram realizados de forma preliminar, para caracterizar o lodo. Já as análises teor de umidade e pH, além da caracterização inicial, também foram parâmetros de monitoramento dos ensaios propostos.

**Tabela 3.** Metodologias dos parâmetros analisados no presente estudo.

Parâmetro	Método
DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Titulométrico (5520C)
$P_{\text{Total}}$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Colorimétrico (4500PE)
NTK ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Macro Kjeldahl (4500B)
Sólidos Totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Gravimétrico (2540B)
Sólidos Totais Fixos e Voláteis ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Gravimétrico (2540E)
Teor de umidade (%)	Gravimétrico (2540B)
pH	Potenciométrico (4500H*)

Já a análise dos HPA foi realizada pelo método extração ultrassônica seguida de cromatografia gasosa (SHIMADZU 17 A) acoplado a um detector de fotoionização de chamas (DIC) (U.S. EPA método 8100), com coluna DB1 (100% Siloxano), 30m x 0.25mm x 0,25 $\mu\text{m}$  (J&W Scientific), conforme condições descritas por Silva *et al.* (2006). Os HPA analisados foram naftaleno, acenafteno, benzo(a)antraceno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, acenaftileno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, dibenzo(a,h)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno.

### Resultados e discussão

A Tabela 4 apresenta a caracterização física e química preliminar do lodo em estudo. Os valores de pH são ótimos para o emprego nos ensaios de tratabilidade propostos. A partir da análise dos resultados, percebe-se elevado conteúdo de matéria orgânica, evidenciado pelos valores de DQO, bem como a proporção de sólidos voláteis em relação aos totais. Além disso, como era esperado, altos valores de óleos e graxas, compostos característicos em efluentes e lodos de empresa de serviços automotivos.

A Tabela 5 mostra os valores obtidos da primeira caracterização do lodo (Lodo bruto) e após a sua contaminação com 24 mL de óleo diesel S10 (Amostra inicial contaminada) em relação a presença dos HPA. Além de simular uma condição de vazamento de produtos, este procedimento

também foi adotado pois em uma primeira caracterização da amostra, não foi detectado alguns dos HPA de interesse (Tabela 3, nº 11 a 16). Mesmo com a contaminação, os compostos dibenzo(a,h)antraceno e indeno(1,2,3-cd)pireno (Tabela 5, nº 15 e 16) não foram detectados. Por isso, a apresentação dos resultados e discussão dos mesmos será realizada para os compostos nº1 a 14.

**Tabela 4.** Caracterização física e química do lodo utilizado nos ensaios.

Parâmetros	Lodo
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	92020 ± 320.00
P <sub>Total</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	232.02 ± 21.00
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	657.62 ± 12.70
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	82340 ± 49.00
Sólidos Totais Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	1560 ± 2.09
Sólidos Totais Voláteis(mg.L <sup>-1</sup> )	80780 ± 32.50
Óleos e Graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	78200 ± 23.20
pH	6.70 ± 0.10
Teor de umidade (%)	89.30 ± 1.30

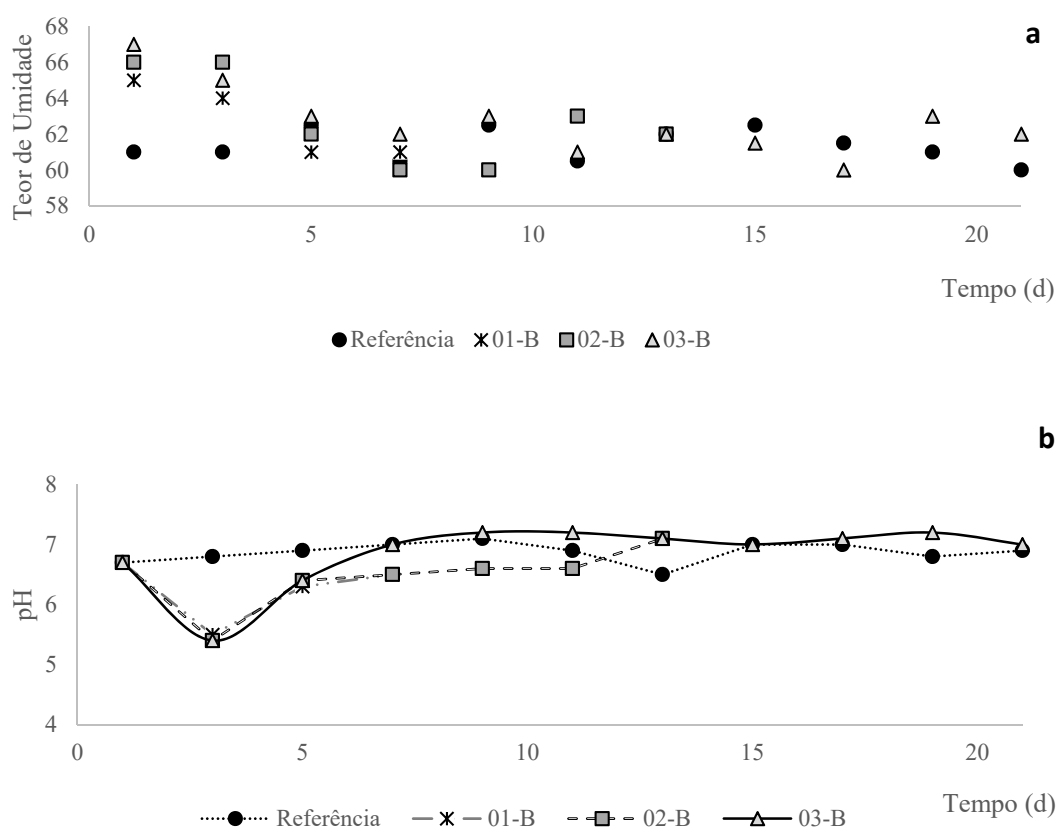
**Tabela 5.** Caracterização do lodo bruto e contaminado, em relação à presença de HPA.

nº	HPA	Lodo bruto (µg/kg)	Amostra inicial contaminada (µg/kg)
01	Naftaleno	42.94	3381.21
02	Acenafteno	14.00	2475.32
03	Benzo(a)antraceno	7.55	418.36
04	Fluoreno	9.67	2466.57
05	Fenantreno	10.76	5535.54
06	Antraceno	4.02	900.74
07	Fluoranteno	6.01	1981.11
08	Pireno	10.73	7997.78
09	Acenaftileno	6.59	1911.50
10	Criseno	4.23	409.69
11	Benzo(b)fluoranteno	ND*	248.75
12	Benzo(k)fluoranteno	ND*	211.15
13	Benzo(a)pireno	ND*	502.19
14	Benzo(g,h,i)perileno	ND*	397.31
15	Dibenzo(a,h)antraceno	ND*	ND*
16	Indeno(1,2,3-d)pireno	ND*	ND*

\* Não Detectado

### Biorremediação

A Figura 3 mostra os resultados obtidos de umidade e pH durante o experimento. Percebe-se que em todo o período experimental proposto os valores do parâmetro umidade se mantiveram na faixa pré-determinada (Figura 3a), pela reinserção de água quando necessário. Já o pH (Figura 3b), nos primeiros dias de ensaio, apresentou decréscimo em todos os sistemas, atingindo valores na faixa do 5.50.



**Figura 3.** Teor de umidade (a) e pH (b) verificados durante o experimento de biorremediação.

A umidade foi mantida na faixa de 60-70%, em todo o período experimental. O teor de umidade do solo afeta a biodisponibilidade de contaminantes (Martinez *et al.*, 2008), a transferência de gases, o nível de toxicidade dos contaminantes, a movimentação e o crescimento dos microrganismos. A água também promove o transporte de nutrientes e de oxigênio pelas células microbianas. Desta forma, a ausência ou presença em excesso podem afetar o desempenho do processo, já que reações metabólicas são dependentes da presença de água (Reginatto, Colla,

Thomé, 2012). De acordo com Mashreghi e Prosser (2006), baixos valores de umidade diminuem a atividade das bactérias devido à limitação difusional do suprimento de substrato e efeitos fisiológicos adversos associados à desidratação celular. Contudo, se estiver em excesso, a passagem de oxigênio pode ser inibida, conforme Reginatto, Colla, Thomé (2012).

O pH também desempenha um papel significativo nos processos de biodegradação. Geralmente, os microrganismos são sensíveis ao pH e as condições quase neutras (6.50 a 7.50) são favorecidas pela maioria delas por sua atividade normal (Ghosal *et al.*, 2016). Acredita-se que a queda do pH no primeiro dia do experimento foi decorrente da agitação inadequada do material, bem como do maior valor de umidade (acima de 65%, conforme Figura 1a) que pode ter favorecido a criação de um ambiente anaeróbico (Reyes, Díaz, Horváth, 2015). Desta forma, foi adaptada uma pá a mais para cada ensaio sobre a camada superficial do lodo, a fim de permitir melhor aeração. Após o quinto dia, foi observado nos ensaios valores de pH entre a faixa de 6.00 – 6.50, bem como redução da umidade (60 - 63%). É importante destacar que, durante a biodegradação aeróbica dos HPA, o oxigênio é necessário para a ação das enzimas mono e dioxigenase na oxidação inicial dos anéis aromáticos (Ghosal *et al.*, 2016).

A Tabela 6 mostra os valores de concentração de HPA, e suas respectivas eficiências de remoção, após os experimentos de biorremediação propostos. A partir da análise das concentrações dos HPA na amostra inicial e após o tratamento por biorremediação, pôde-se verificar diferentes valores de eficiência, conforme cada composto analisado, e também tempo de experimento.

No ensaio referência, em que a amostra foi somente homogeneizada, foram observados valores médios de remoção na faixa de  $15.30 \pm 14.03\%$ . Este ensaio foi realizado a fim de verificar a degradação aeróbica de microrganismos indígenas presentes na amostra e também favorecer a inoculação dos microrganismos presentes no ar. Contudo, de acordo com os resultados obtidos, os mesmos não possuem elevado potencial de degradação dos HPA, no período do experimento e nas condições testadas.

O ensaio 01-B mostrou boa tratabilidade dos contaminantes em 07 dias de retenção. Mesmo com poucos dias de tratamento, foi verificada a degradação dos 14 HPA detectados, com eficiências superiores a 55.35%. No experimento 02-B, com 14 dias de teste, ocorreu aumento na degradação, atingindo o mínimo de 79.66% de eficiência.

No ensaio 03-B foi observada a maior degradação entre todos os testes de tratamento por biorremediação. A maior eficiência foi associada ao maior tempo de teste e à maior dosagem de produto. Nesta condição, obteve-se diminuição das concentrações dos 14 HPA detectados, alcançando eficiências superiores a 88.63%, e obtendo concentrações não detectáveis para os compostos nº 10 e 13.

**Tabela 6.** Valores de concentração ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) de HPA das amostras antes e após tratamento por biorremediação, bem como eficiências de remoção (%).

n°	HPA	Amostra inicial ( $\mu\text{g/kg}$ )	Referência		Biorremediação					
			Conc. ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)	01-B		02-B		03-B	
					Conc. ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)	Conc. ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)	Conc. ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)
1	Naftaleno	3381.21	2973.88	12.04	1002.03	70.36	480.92	85.77	371.41	89.01
2	Acenafteno	2475.32	1156.77	53.26	196.72	92.05	169.03	93.17	124.68	94.96
3	Benzo(a) antraceno	418.36	386.12	7.70	80.73	80.70	60.39	85.56	45.54	89.11
4	Fluoreno	2466.57	2252.85	8.66	326.2	86.77	187.82	92.38	156.65	93.64
5	Fenantreno	5535.54	5221.52	5.67	1909.32	65.50	730.06	86.81	325.38	94.12
6	Antraceno	900.74	796.73	11.54	243.61	72.95	171.19	80.99	102.41	88.63
7	Fluoranteno	1981.11	1774.12	10.44	500.83	74.72	284.7	85.63	183.24	90.75
8	Pireno	7997.78	7896.53	1.26	2605.85	67.41	1122.7	85.96	824.66	89.68
9	Acenaftileno	1911.5	1077.59	43.62	284.09	85.13	159.12	91.67	84.99	95.55
10	Criseno	409.69	367.15	10.38	68,14	83.36	20.63	94.96	ND*	>99.00
11	Benzo(b) fluoranteno	248.75	206.41	17.02	111.06	55.35	50.48	79.70	16.92	93.19
12	Benzo(k) fluoranteno	211.15	190.93	9.57	49.5	76.55	26.01	87.68	14.04	93.35
13	Benzo(a) pireno	502.19	489.8	2.46	87.56	82.56	31.82	93.66	ND*	>99.00
14	Benzo(g,h,i) perileno	397.31	385.8	2.89	115.75	70.86	80.8	79.66	38.56	90.29
Média eficiência (%)			15.30 $\pm$ 14.03		76.03 $\pm$ 8.83		87.40 $\pm$ 5.14		92.88 $\pm$ 3.48	

\* Não Detectado

De acordo com Ghosal *et al.* (2016), a biodegradação de HPA no ambiente é frequentemente limitada, devido à sua baixa solubilidade aquosa e à sua forte tendência para sorver em superfícies minerais e em matéria orgânica, processos que reduzem a sua biodisponibilidade. Os autores supracitados ainda descrevem que, como os HPA estão geralmente presentes como misturas, o efeito da interação do substrato durante a biodegradação é crucial para determinar o destino dos HPA na natureza.



A solubilidade aquosa dos HPA diminui com o aumento do peso molecular, o que por sua vez reduz a sua biodisponibilidade. Foi visto que quanto mais tempo os HPA entram em contato com material sólido, mais irreversível é a sorção, e menor é a capacidade de sua extração química e biológica, conhecida como envelhecimento do contaminante. Sendo assim, tem sido relatado que a capacidade de extração e a biodisponibilidade dos PAH diminuem significativamente com o tempo em processos de envelhecimento, o que pode limitar significativamente a taxa de biorremediação (Luo *et al.*, 2012).

Saponaro *et al.* (2001) conduziram testes de escala de bancada para investigar a viabilidade da biorremediação de solo industrial altamente contaminado por HPA e óleos minerais. Os estudos foram realizados em reatores de leito de lama, a 22°C, com a inserção de macronutrientes bem como bioaugmentação. Verificaram que, após 34 dias de tratamento, foi obtida elevada eficiência de remoção (70 – 90%) para os HPA, exceto fluoranteno e pireno (65%). Sendo assim, sugerem que a adição de nutrientes desempenhou papel importante no processo de biodegradação destes compostos.

Os autores supracitados também perceberam o efeito do envelhecimento do contaminantes. A concentração de HPA no solo durante o teste diminuiu muito rapidamente nos primeiros 10 dias de tratamento, e depois disso, a velocidade de remoção dos contaminantes diminuiu. Por isso, destacam que então um tempo de detenção superior a 25 dias não trouxe abatimento adicional significativo dos contaminantes.

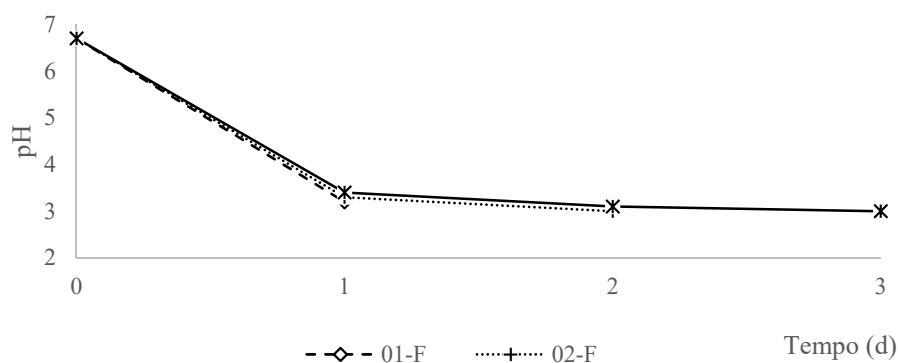
Desta forma, acredita-se que o aumento do tempo de experimento por si só não é decisivo para obtenção da melhor eficiência, já que fenômenos de sorção com os constituintes do lodo tendem a ser favorecidos com o tempo. O ajuste das condições experimentais, como aeração e fornecimento de nutrientes, além dos já existentes no lodo (como mostrado na Tabela 4) poderia aprimorar o desempenho do processo.

### Fenton

No decorrer do experimento, o pH foi monitorado diariamente, conforme mostrado na Figura 4. Ao final do tratamento, foi realizado ajuste de pH para faixa neutra, e então as amostras foram encaminhadas para análises de determinação da concentração de HPA.

A Figura 4 acima mostra a queda de pH nos ensaios alcançando a faixa ideal de pH entre 2.5 e 3.0 considerada como situação ótima para a eficiência no processo de degradação (Brito, Silva, 2012, Park *et al.*, 2018). A eficiência da reação de Fenton é influenciada pelo pH do meio. Em pH elevado, a performance da reação é reduzida, devido à precipitação do ferro na forma de hidróxidos de ferro. Por isso, menos radicais são gerados devido à menor disponibilidade do  $Fe^{2+}$ .

Nesta situação também ocorre a redução do potencial de oxidação do  $H_2O_2$ , bem como a diminuição do potencial de decomposição desse reagente (Babuponnusami, Muthukumar, 2014).



**Figura 4.** Valores de pH obtidos durante o experimento de degradação por fenton.

A Tabela 7 apresenta as concentrações dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos da amostra inicial e os encontrados pós-tratamento Fenton, em conjunto com os valores obtidos a partir da amostragem inicial. Analisando as concentrações dos 14 HPA da amostra inicial e comparando-a com os ensaios 01-F, 02-F e 03-F, pode-se afirmar que os mesmos obtiveram uma degradação eficiente, inclusive com alguns compostos atingindo concentrações abaixo do limite de detecção. Em todos os experimentos foram obtidos valores de eficiência de remoção de HPA acima de 99.9%. O ensaio 03-F teve a menor concentração final de HPA. Alguns contaminantes ainda foram detectados ao término do tratamento, podendo ser atribuído às maiores concentrações verificadas na amostra inicial (compostos n° 01, 04, 05, 07, 08). A presença dos contaminantes após o processo também pode ser relacionada a sua maior massa molecular (compostos n° 03, 06 e 10), o que diminui a sua solubilidade no meio e conseqüentemente, pode apresentar maior recalcitrância (Ghosal *et al.*, 2016).

Os experimentos de bancada de Ojinnaka, Osuji e Achugasim (2012) avaliaram a degradação de Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno (BTEX) e HPA por reação Fenton, em solos arenosos. Após uma semana de reação, obtiveram a remoção 96% para os HPA e 99% para os também aromáticos (BTEX). Lee *et al.* (1998) em remediações de solo contaminação pelo HPA antraceno, utilizaram método de fenton atingindo resultados de 97% de degradação. A degradação de HPA por Fenton em solo pode alcançar faixas acima de 85% de degradação em um período relativamente curto, conforme aplicações realizadas por Graciano *et al.* (2012) com tempo de 3 horas.

**Tabela 7.** Valores de concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) de HPA das amostras antes e após tratamento por fenton, bem como eficiências de remoção (%).

n°	HPA	Amostra inicial ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	01-F		Fenton 02-F		03-F	
			Conc. ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)	Conc. ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)	Conc. ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Eficiência (%)
1	Naftaleno	3381.21	1.59	99.95	0.22	99.99	0.22	99.99
2	Acenafteno	2475.32	ND*	>99.00	ND*	>99.00	ND*	>99.00
3	Benzo(a) antraceno	418.36	0.30	99.99	0.28	99.99	0.27	99.99
4	Fluoreno	2466.57	0.20	99.99	0,20	99.99	0.20	99.99
5	Fenantreno	5535.54	1.83	99.95	0,22	99.99	0.20	99.99
6	Antraceno	900.74	0.56	99.98	<0,15	>99.00	<0.15	>99.00
7	Fluoranteno	1981.11	0.50	99.99	0,18	99.99	0.18	99.99
8	Pireno	7997.78	1.11	99.97	0,18	99.99	0.17	99.99
9	Acenaftileno	1911.5	ND*	>99.00	ND*	>99.00	ND*	>99.00
10	Criseno	409.69	0.19	99.99	0,16	99.99	0.16	99.99
11	Benzo(b) fluoranteno	248.75	0.55	99.98	ND*	>99.00	ND*	>99.00
12	Benzo(k) fluoranteno	211.15	ND*	>99.00	ND*	>99.00	ND*	>99.00
13	Benzo(a) pireno	502.19	0.34	99.99	ND*	>99.00	ND*	>99.00
14	Benzo(g,h,i) perileno	397.31	ND*	>99.00	ND*	>99.00	ND*	>99.00
Média Eficiência (%)			99.98±0.017%		99.99±0.001%		99.99±0.001%	

\* Não Detectado

O principal objetivo da reação fenton é a geração de radicais livres hidroxilas, que são eletrófilos e altamente reativos. Assim, estes radicais reagem de forma rápida e não seletiva por mecanismos de adição eletrofílica, abstração do átomo de hidrogênio e transferência eletrônica. (Brito, Silva, 2012). Conforme Costa, Santos e Peralta-Zamora (2017), e com os resultados obtidos no presente trabalho, é possível mencionar a elevada capacidade de degradação da reação Fenton frente a inúmeros substratos considerados resistentes, como os HPA.

#### Biorremediação versus Fenton

Diversas técnicas de remediação têm sido descritas para remoção de HPA, envolvendo uma ou a combinação de processos físicos, químicos, biológicos e térmicos. Neste contexto, os POA se destacam por apresentar resultados mais rápidos e eficientes (Yap, Gan, Ng, 2011).

Os resultados obtidos no presente trabalho foram satisfatórios para a degradação dos HPA para ambos os processos propostos. Evidencia-se que os melhores valores de eficiência de tratamento foram com a reação Fenton, alcançando valores acima de 99,90%. Mesmo sendo relatada a recalcitrância de HPA a degradação, principalmente biológica, devido a sua estrutura molecular complexa (Ranc *et al.*, 2016), obteve-se remoção acima de 88,63% no ensaio de biorremediação com bioaugmentação e bioventilação, decorridos 21 dias de teste.

Contudo, outros parâmetros de operação de ambos os processos também precisam ser avaliados, como custo, segurança e facilidade operacional. Na reação Fenton, três aspectos observados neste trabalho são importantes de serem destacados: (1) dosagem de produtos; (2) lodo resultante rico em ferro e (3) liberação de calor e gases.

De modo geral, a eficácia do processo Fenton depende principalmente da concentração dos reagentes ( $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$ ), parâmetros dos quais depende a efetividade global da reação (Costa, Santos, Peralta-Zamora, 2017). De acordo com Romero *et al.* (2011), os processos Fenton requerem maiores quantidades de peróxido de hidrogênio para garantir a mineralização dos poluentes, em razão de componentes presentes, como matéria orgânica, consumirem peróxido em reações paralelas ou participarem em reações de sequestro de espécies radiculares. Por isso, a melhor proporção dos reagentes, e conseqüentemente o custo do processo, pode variar conforme a característica do lodo, bem como a concentração dos contaminantes.

Foi observado no presente trabalho, corroborando Brito e Silva (2012) e Park *et al.* (2018), que embora o reagente de Fenton seja muito eficiente, uma quantidade considerável de lodo de óxido de ferro é gerada durante a neutralização do efluente, necessária para a sua descarga. Por isso, a sua utilização prevê etapas adicionais de retirada dos sais de ferro formados, devido a formação de flocos compostos por complexos oriundos da reação de hidrólise do ferro, bem como tratamento e disposição final adequada dos mesmos.

Durante o processo de mistura dos reagentes, percebeu-se uma reação violenta. Houve o aumento na temperatura interna dos reatores por intermédio das reações exotérmicas em cadeia, conforme descrito por Brito e Silva (2012), bem como a conseqüente liberação de gases, também relatado por Mater *et al.* (2007) e Liu *et al.* (2018). Desta forma, é necessário um cuidado especial durante a condução dos experimentos.

Já em relação ao experimento de biorremediação, observou-se como principal dificuldade a adaptação da agitação para promover a melhor homogeneização, bem como a aeração do meio. Além disso, ressalta-se também a necessidade de maior período de teste e dosagem de produto, bem como monitoramento das condições ótimas de ensaio, o que pode elevar o custo do processo de uma forma global.

## Conclusões

Ambos os tratamentos propostos para o lodo contaminado apresentaram valores satisfatórios de remoção de HPA. Contudo, mesmo as análises pós-tratamentos demonstrando a considerável diminuição dos contaminantes no lodo, ele ainda será classificado como resíduo perigoso (Classe I), conforme NBR 10004 (ABNT, 2004), por apresentar substâncias com características de inflamabilidade e toxicidade. Desta forma, um tratamento adicional para a completa remoção destas substâncias é recomendado, para que seja classificado como resíduo Classe II e que tenha disposição segura.

O tratamento com as técnicas de bioaugmentação e bioventilação foram eficientes sob as condições propostas de pH e umidade, demonstrando o aumento na degradação conforme utilizados maiores tempos de tratamento e dosagem de produto. Para o processo biológico, o ensaio 03-B, com 21 dias de tratamento, obteve o melhor índice, com  $92.88 \pm 3.48\%$  de degradação dos HPA analisados, comparado ao teste referência que apresentou  $15.30 \pm 14.03\%$  de remoção, e que foi conduzido pelo mesmo período.

Já o fenton demonstrou ótima eficiência na degradação dos HPA. Os três ensaios fenton obtiveram resultados de degradação semelhantes, acima de 99.90%, demonstrando um pequeno aumento na eficiência quando submetidos a maiores períodos de tratamento. O ensaio 03-F, com um período de 3 dias de duração, foi o que obteve o melhor resultado, com  $99.99 \pm 0.001\%$  de degradação HPA.

Além da eficiência, destaca-se que outros critérios também precisam ser avaliados para em ambos os tratamentos, como custo, segurança e facilidade operacional.

## Bibliografia

- Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M. S. M. (2016) A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, **25**(1), 107-123.
- APHA, American Public Health Association (2005) *Standard methods for the examination of wastewater*. 20<sup>th</sup> ed. New York, USA: APHA, 1220 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *NBR 10004: Resíduos Sólidos: classificação*. Rio de Janeiro.
- Babuponnusami, A., Muthukumar, K. (2014) A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2**(1), 557-572.
- Barbosa, N. P. S., Nascimeno, I. O., Silva, P. B. R., Cavalcante D. L. (2013) Isolamento e seleção de fungos para biorremediação a partir de solo manejado com herbicidas. In: *Congresso Brasileiro de Agroecologia, 8, Porto Alegre, Resumos*, Porto Alegre.
- Brito, N. N., Silva, V. B. M. (2012) Processos Oxidativos Avançados e sua aplicação ambiental. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, **1**(3), 36-47.
- Costa, G. S., Santos, A., Peralta-Zamora, P. (2016) Remediação de solos contaminados por processos Fenton: uma revisão crítica. *Química Nova*, **40**, 327-333.

- Cycoń, M., Mroziak, A., Piotrowska-Seget, Z. (2017) Bioaugmentation as a strategy for the remediation of pesticide-polluted soil: a review. *Chemosphere*, **172**, 52-71.
- Dalrymple, O. K., Yeh, D. H., Trotz, M. A. (2007) Removing pharmaceuticals and endocrine-disrupting compounds from wastewater by photocatalysis. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, **82**(2), 121-134
- ENZILIMP (2019) Acesso em 24 de julho de 2019, disponível em <https://www.enzilimp.com.br/site/>
- Fang, H., Xiang, Y. Q., Hao, Y. J., Chu, X. Q., Pan, X. D., Yu, J. Q., Yu, Y. L. (2008) Fungal degradation of chlorpyrifos by *Verticillium sp.* DSP in pure cultures and its use in bioremediation of contaminated soil and pakchoi. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **61**(4), 294-303.
- Flohr, L., Brentano, D. M., De Carvalho-Pinto, C. R. S., Machado, V. G., Matias, W. G. (2005) Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*: uma alternativa. *Biotemas*, **18**(2), 7-18.
- Geanezini, A. U. (2015) *Avaliação do tratamento de lodo contaminado por processos de Biorremediação e oxidativo avançado Fenton*. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Taquari, Lajeado-RS.
- Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., Ahn, Y. (2016) Current state of knowledge in microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Frontiers in microbiology*, **7**, 1369.
- Graciano, V. A., Pires, C. de S., Teixeira, S. C. G., Zioli, R. L., Pérez, D. V. (2012) Remediação de um solo contaminado com petróleo por oxidação química. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **36**(5), 1656-1660.
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2019) Certificado de Registro nº 4189969/2019-CCONP/CGASQ/DIQUA. Disponível em <https://www.ibama.gov.br/phocadownload/remediadores/2019/2019/2019-01-18-enzilimp-in-certificado-rotulo.pdf>
- Kanarakaju, D., Glass, B. D., Oelgemöller, M. (2018) Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review. *Journal of environmental management*, **219**, 189-207.
- Lee, B. D., Hosomi, M., Murakami, A. (1998) Fenton oxidation with ethanol to degrade anthracene into biodegradable 9, 10-antraquinon: a pretreatment method for anthracene-contaminated soil. *Water Science and Technology*, **38**(7), 91-97.
- Liu, P., Li, C., Zhao, Z., Lu, G., Cui, H., Zhang, W. (2014) Induced effects of advanced oxidation processes. *Scientific reports*, **4**, 4018.
- Lu, J., Chen, R., Liang, H., Yan, Q. (2018) The influence of concentration of hydroxyl radical on the chemical mechanical polishing of SiC wafer based on the Fenton reaction. *Precision Engineering*, **52**, 221-226.
- Luo, L., Lin, S., Huang, H., Zhang, S. (2012) Relationships between aging of PAHs and soil properties. *Environmental Pollution*, **170**, 177-182.
- Mater, L., Rosa, E. V. C., Berto, J., Correa, A. X. R., Schwingel, P. R., Radetski, C. M. (2007) A simple methodology to evaluate influence of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fe<sup>2+</sup> concentrations on the mineralization and biodegradability of organic compounds in water and soil contaminated with crude petroleum. *Journal of Hazardous Materials*, **149**(2), 379-386.
- Martinez, C. O., de Souza Silva, C. M. M., Fay, E. F., Abakerli, R. B., Maia, A. D. H. N., Durrant, L. R. (2008) The effects of moisture and temperature on the degradation of sulfentrazone. *Geoderma*, **147**(1-2), 56-62.
- Mashreghi, M., Prosser, J. I. (2006) Survival and activity of lux-marked phenanthrene-degrading *Pseudomonas stutzeri* P16 under different conditions. *Iranian Journal of Science and Technology (Sciences)*, **30**(1), 71-80.

- Meneghetti, L. R. R. (2007) *Biorremediação na descontaminação de um solo residual de basalto contaminado com óleo diesel e biodiesel*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia, Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, Brasil, 112 pp.
- Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z. (2010) Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. *Microbiological research*, **165**(5), 363-375.
- Ojinnaka, C., Osuji, L., Achugasim, O. (2012) Remediation of hydrocarbons in crude oil-contaminated soils using Fenton's reagent. *Environmental monitoring and assessment*, **184**(11), 6527-6540.
- Park, J. H., Wang, J. J., Xiao, R., Tafti, N., DeLaune, R. D., Seo, D. C. (2018) Degradation of Orange G by Fenton-like reaction with Fe-impregnated biochar catalyst. *Bioresource technology*, **249**, 368-376.
- Ranc, B., Faure, P., Croze, V., Simonnot, M. O. (2016) Selection of oxidant doses for in situ chemical oxidation of soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, **312**, 280-297.
- Reginatto, C., Colla, L. M., Thomé, A (2012) Biorremediação de resíduos oleosos em solos. *Revista CIATEC-UPF*, **3**(2), 19-31.
- Reyes, I. P., Díaz, J. P., Horváth, I. S (2015) Anaerobic Biodegradation of Solid Substrates from Agroindustrial Activities—Slaughterhouse Wastes and Agrowastes. *Biodegradation and Bioremediation of Polluted Systems: New Advances and Technologies*, 31. Disponível em; <https://www.intechopen.com/books/biodegradation-and-bioremediation-of-polluted-systems-new-advances-and-technologies>
- Romero, A., Santos, A., Cordero, T., Rodríguez-Mirasol, J., Rosas, J. M., Vicente, F. (2011) Soil remediation by Fenton-like process: phenol removal and soil organic matter modification. *Chemical Engineering Journal*, **170**(1), 36-43.
- Saponaro, S., Bonomo, L., Petruzzelli, G., Romele, L., Barbaferri, M. (2002) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) slurry phase bioremediation of a manufacturing gas plant (MGP) site aged soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, **135**(1-4), 219-236.
- Silva, A. A. R., Lobo, I., Guedes, C. L., Pinto, J. P. (2006) Análise de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em solos utilizando agitação ultra-sônica, tubo aquecedor/minicondensador e cromatografia gasosa. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, **27**(2), 105-111.
- U.S. Environmental Protection Agency (1986) *Método 8100 - Hidrocarbonetos polinucleados aromáticos*. Acesso em 13 de julho de 2019, disponível em <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/8100.pdf>
- Velez, P. A., Talano, M. A., Paisio, C. E., Agostini, E., González, P. S. (2017) Synergistic effect of chickpea plants and Mesorhizobium as a natural system for chromium phytoremediation. *Environmental technology*, **38**(17), 2164-2172.
- Villa, R. D., Nogueira, R. F. P. (2005) Uso de reações de fenton na remediação de solo contaminado com p,p' DDT. *Eclética Química*, São Paulo, **30**(2), 69-75.
- Yap, C. L., Gan, S., Ng, H. K. (2011) Fenton based remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons-contaminated soils. *Chemosphere*, **83**(11), 1414-1430.
- Wang, N., Zheng, T., Zhang, G., Wang, P. (2016) A review on Fenton-like processes for organic wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **4**(1), 762-787.

# REVISTA AIDIS

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

## UTILIZAÇÃO DO CACTO MANDACARU (*Cereus jamacaru* DC) COMBINADO À RADIAÇÃO SOLAR COMO ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA

\* Arthur Marinho Cahino<sup>1</sup>  
Sara de Almeida Figueiredo<sup>1</sup>  
Elaine Costa Almeida<sup>1</sup>  
Riuzuani M. B. P. Lopes<sup>1</sup>  
Raphael Abrahão<sup>1</sup>

### APPLICATION OF *Cereus jamacaru* DC CACTUS COMBINED TO SOLAR RADIATION AS AN ALTERNATIVE FOR WATER TREATMENT

Recibido el 24 de septiembre de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

#### Abstract

Water is a limited resource and indispensable for human survival, but also increasingly scarce, especially in the semiarid regions of Brazil. In this sense, the present work seeks to analyze the effectiveness of a simplified water treatment using *Cereus jamacaru* DC cactus combined with solar disinfection (SODIS). For that, a differentiated methodology was developed where the variables studied were the amount of cactus fragments used and the time of exposure to solar radiation, obtaining results in terms of turbidity, thermotolerant coliforms and pH of the sample. It was observed that the *Cereus jamacaru* DC was efficient in the treatment of water, reducing turbidity and biological contamination, with the application of SODIS potentializing the performance of the treatment. Better results were obtained for the treatment in which a greater amount of the cactus was used combined with 18 hours of SODIS. The findings allow us to conclude that the use of the *Cereus jamacaru* DC cactus for water treatment is possible and must be explored and better studied in order to standardize methodologies and optimize results.

**Keywords:** water treatment, *Cereus jamacaru* DC, SODIS, semiarid.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, S/N, Bairro Castelo Branco João Pessoa, Paraíba, CEP: 58051-900, Brasil. Email: [arthur\\_jpa@hotmail.com](mailto:arthur_jpa@hotmail.com)



## Resumo

A água é um recurso limitado e indispensável à sobrevivência humana que vem se tornando cada vez mais escasso, principalmente nas regiões mais áridas do Brasil. Nesse sentido, o presente trabalho procurou analisar a efetividade de um tratamento de água simplificado utilizando o mandacaru (*Cereus jamacaru DC*) combinado à desinfecção por radiação solar direta (SODIS). Para tanto, foi desenvolvido um método de baixo custo para tratamento de água, onde as variáveis estudadas foram a quantidade de mandacaru utilizada e o tempo de exposição à radiação solar, obtendo resultados em termos de turbidez, coliformes termotolerantes e pH da amostra. Observou-se que o mandacaru foi eficiente no tratamento da água, diminuindo a turbidez e a contaminação biológica, com a aplicação da radiação solar direta se apresentando como um fator potencializador desse processo. Melhores resultados foram obtidos para o tratamento em que se empregou maior quantidade de mandacaru combinado à 18 horas de SODIS. Após as constatações concluiu-se que a utilização do mandacaru para tratamento de água é possível e deve ser mais estudada a fim de se padronizar metodologias e otimizar resultados.

**Palavras chave:** mandacará, radiação solar, semiárido, tratamento de água.

---

## Introdução

O elevado consumo humano de recursos hídricos, combinado à variabilidade hidrológica em diferentes regiões, são fatores importantes na definição da escassez hídrica (UNESCO, 2018). Apenas uma pequena parte da água encontrada no planeta está acessível ao consumo humano. Porém, essa fração vem sofrendo perdas significativas por processos erosivos causados pela má conservação das matas ciliares e pelo lançamento de efluentes domésticos, agropastoris e industriais, que alteram as características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos (Sirigate *et al.*, 2005, Scarpa; Soares, 2012).

Segundo Jacinto Júnior (2016), a poluição dos corpos hídricos afeta diretamente a saúde e o bem-estar do homem, a fauna e flora, além da qualidade dos recursos naturais daquele meio. Nas regiões semiáridas, além dos fatores climáticos e geológicos, que têm papel preponderante na renovação das reservas hídricas e, conseqüentemente, nas mudanças da qualidade desse recurso (Vieira, 2010), a falta de acesso a sistemas adequados de tratamento e abastecimento de água agrava a situação de disponibilidade hídrica.

Novas pesquisas (Lobo *et al.*, 2013, Ostrowski, 2014, Alves, 2015) vêm sendo desenvolvidas mostrando a viabilidade de se utilizar recursos disponíveis à população, chamados de tecnologias sociais, para tratamento de água em regiões desprovidas do sistema tradicional de tratamento.

O uso da radiação solar tem sido proposto, para esse fim, em áreas rurais de países tropicais devido à sua alta disponibilidade nessas regiões e por ser uma tecnologia social que possibilita a desinfecção da água sem a utilização de energia elétrica e de grandes investimentos financeiros,

tornando-a útil para a irrigação e dessedentação animal e, até mesmo, potável (Morgado, 2008, Lobo *et al.*, 2013).

Alves (2015) estudou a eficiência de um sistema de desinfecção solar com adição de diferentes doses de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) no tratamento de águas residuárias domésticas para fins de reuso na agricultura irrigada, obtendo um incremento na eficiência da desinfecção quando utilizadas concentrações de  $25\text{ mg.L}^{-1}$  do produto químico e reduzindo o período de tratamento, principalmente em dias com radiação solar elevada. Como ponto negativo, porém, destaca-se o custo financeiro que o emprego do peróxido de hidrogênio teria para a população. Além disso, sementes naturais e plantas cactáceas vem sendo testadas como substitutas aos coagulantes sintéticos, como o sulfato de alumínio, normalmente utilizados na etapa de floculação dos processos tradicionais de tratamento de água, apresentando-se como opções mais acessíveis e menos impactantes ao meio ambiente (Zara; Thomazini; Lenz, 2012).

Ostrowski (2014) utilizou extratos do cacto *Cereus jamacaru* DC como coagulantes auxiliares para a diminuição da turbidez da água. Além da turbidez, foram mensurados o pH e a alcalinidade total da água. Os resultados do estudo indicaram redução da turbidez em até duas vezes quando comparada à amostra que teve adicionado apenas o coagulante metálico. Além disso, não foram observadas grandes interferências no pH e teor de alcalinidade da água, o que pode comprovar a eficácia do processo.

Os cactos pertencem a uma família de plantas, chamada de *Cactaceae*, nativa do continente americano. Mais de 1500 espécies dessa família já foram catalogadas, com 254 delas tendo sido registradas no Brasil e um total de 100 espécies estando abrigadas no semiárido brasileiro, especificamente no bioma Caatinga, devido às condições climáticas encontradas nessa região, propícias ao seu desenvolvimento (Cavalcante *et al.*, 2013).

Muitos aspectos podem ser listados tratando da importância dessas plantas para a região semiárida do Brasil. Entre eles, os aspectos econômico e ambiental são os mais reconhecidos, uma vez que, especialmente nos períodos de seca, os cactos, cuja característica principal é o acúmulo de água, se tornam parte importante da dieta de famílias carentes e também da fauna dessa região. A sua utilização como recurso forrageiro para os ruminantes, por exemplo, permite que a economia agropecuária continue a se desenvolver mesmo nos períodos de escassez hídrica (Sales *et al.*, 2014).

Dentre as espécies cactáceas mais conhecidas e empregadas, está o mandacaru (*Cereus jamacaru* DC), que apresenta bom desenvolvimento em temperaturas no intervalo de 20-30 °C, sendo 30 °C, comumente, a temperatura ótima para sua germinação (Guedes *et al.*, 2009). Além disso, essa família de plantas apresenta grande variedade de formas e tamanhos, alta capacidade de

acúmulo de água (plantas suculentas), entre outras diversas adaptações para suportar a aridez (Hernández *et al.*, 2011) sendo, portanto, resistente às condições do semiárido brasileiro.

Diferentes estudos (Lenz *et al.*, 2011, Zara; Thomazini; Lenz, 2012, Belbahloul; Zouhri; Anouar, 2015) utilizam métodos laboratoriais diversos para a extração da pectina, o polímero presente nas cactáceas responsável por induzir os processos de coagulação/floculação. Entretanto, esse estudo se propõe a testar um método simplificado de tratamento da água, de modo que este possa ser empregado diretamente pela população à qual se destina, uma vez que foi verificada uma ausência de estudos que combinem a utilização da radiação solar e das cactáceas, em sua forma natural, para tratamento da água.

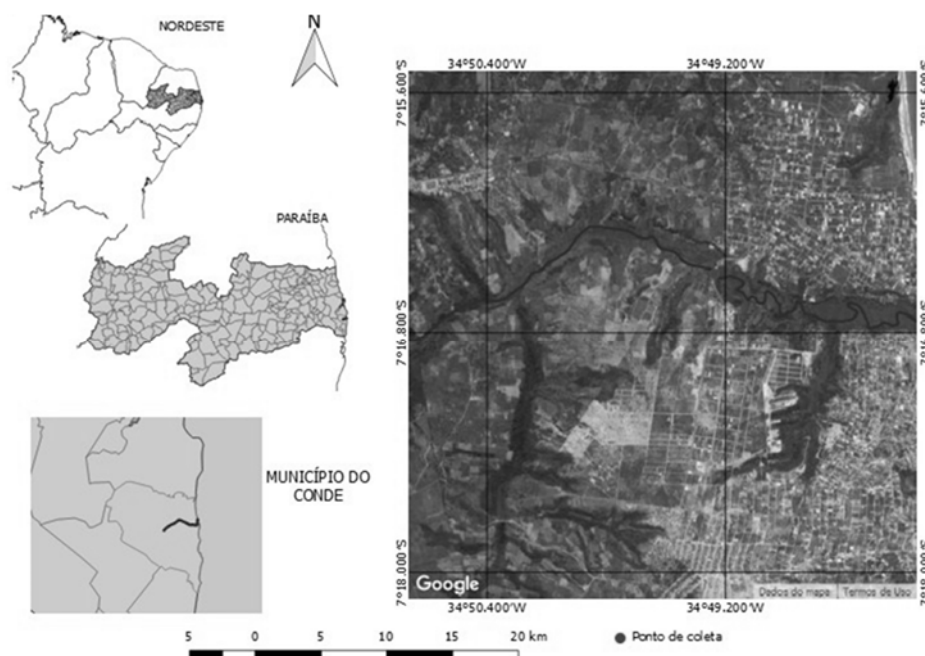
Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo verificar a efetividade do tratamento da água de rio utilizando o mandacaru (*Cereus jamacaru* DC) combinado à radiação solar direta, visando a uma possível aplicação no tratamento de água em comunidades do semiárido brasileiro

### Material e métodos

O experimento foi realizado utilizando-se água coletada do rio Gurugi (Fig. 1), situado no município do Conde, região costeira do Litoral Sul do estado da Paraíba. Sua bacia hidrográfica possui área total de 164,80 km<sup>2</sup> e é também composta pelos riachos Estiva, Caboclo, Pau Ferro e outros córregos secundários.

O rio escolhido está localizado numa área de intensa atividade turística, apresentando níveis elevados de turbidez, o que o tornou adequado para utilização no estudo proposto. As amostras de mandacaru foram obtidas na mesma região e foram lavadas em água corrente e cortadas em tamanhos iguais.

A água coletada foi armazenada em garrafas plásticas transparentes com capacidade para 2 litros, seguindo as normas técnicas de coleta, preservação e transporte estabelecidas no Standard Methods (APHA, 2005). Posteriormente, foram avaliados os seguintes parâmetros: temperatura; turbidez, através do método nefelométrico; pH, pelo método potenciométrico; e quantificação dos coliformes totais e termotolerantes, utilizando a técnica dos tubos múltiplos (APHA, 2005). Em seguida, o mandacaru foi cortado em fragmentos de cinco centímetros e adicionado a garrafas PET contendo água coletada do rio, as quais passaram a ser identificadas como Tratamento A e Tratamento B. Ao Tratamento A foram adicionados 10 gramas de mandacaru e, ao Tratamento B, 20 gramas. A um terceiro volume de água, não foi adicionado o cacto. As garrafas contendo o mandacaru foram deixadas em repouso por 24 horas, após as quais foram retiradas alíquotas para uma nova análise dos parâmetros mencionados.



**Figura 1.** Representação cartográfica do rio Gurugi e localização do ponto de coleta da amostra de água submetida aos tratamentos à base de mandacaru. Fonte: Autores e Google Earth, 2018.

Em seguida, a água de cada tratamento foi filtrada em algodão (para remoção do lodo decantado) e submetida à radiação solar por um período de 6 horas, tempo recomendado para que a inativação microbiana seja garantida em tratamentos de água utilizando o método de desinfecção solar ou SODIS (Solar Water Disinfection) (Oates; Shanahan; Polz, 2003). Terminado o período das 6 horas, os parâmetros de qualidade foram novamente analisados. Esse procedimento foi repetido por mais dois períodos de 6 horas nos dias posteriores, totalizando 18 horas de exposição ao sol, a fim de verificar a influência das diferentes quantidades de radiação na água analisada. Por fim, foram analisados e comparados os resultados para os dois tratamentos e para a água não tratada. Todas as análises descritas foram realizadas em triplicata a fim de minimizar erros experimentais.

### Resultados e discussões

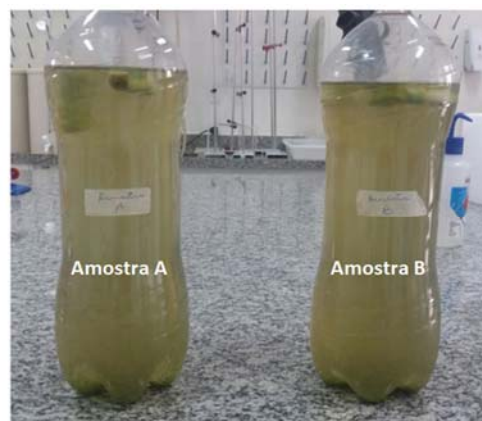
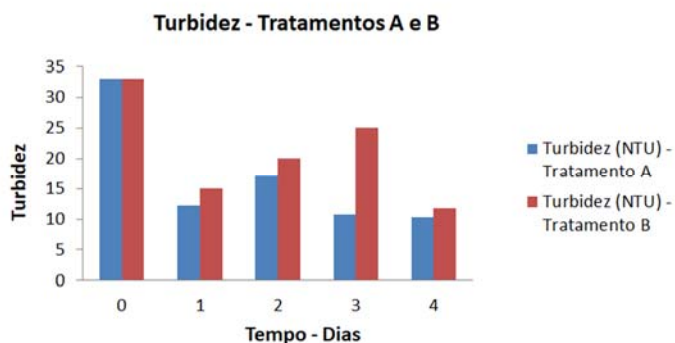
A água bruta coletada do rio Gurugi apresentou-se com aspecto visual turvo e de tonalidade esverdeada (Figura 2), indicando sua baixa qualidade em relação às características físico-químicas, fato confirmado pelo resultado das primeiras análises para os parâmetros considerados (Tabela 1). Após a adição do mandacaru, houve melhora nos parâmetros avaliados para os dois tipos de tratamento (com 10 e 20 gramas do cacto), como pode ser observado na Tabela 1, bem como no aspecto visual da amostra (Figura 3).



**Figura 2.** Aspecto visual da amostra de água proveniente do rio Gurugi, antes de ser iniciado o tratamento com fragmentos de mandacaru. Fonte: Autores, 2017.

**Tabela 1.** Resultados das análises físico-químicas para a água bruta e tratada coletada do rio Gurugi submetida aos tratamentos A e B (usando 10 e 20 gramas de mandacaru, respectivamente)..

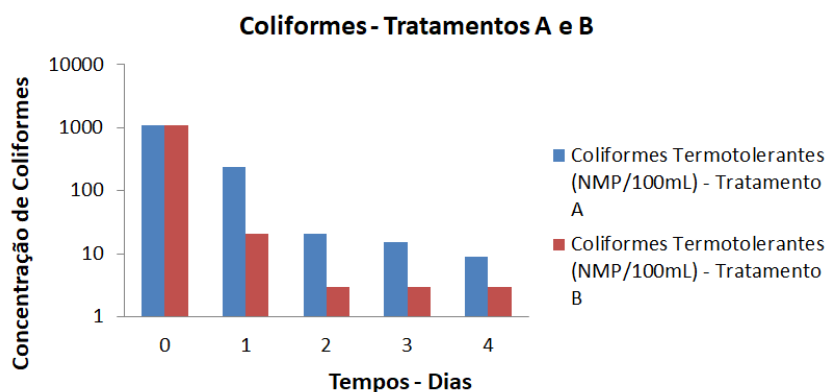
Parâmetros analisados	Água Bruta	Tratamento A (10 g)	Tratamento B (20 g)
pH	7.60	7.16	7.05
Temperatura (°C)	24	21	21
Turbidez (NTU)	33.0	12.2	15.0
Coliformes (NMP/100 mL)	>1100	240	21



**Figura 3.** (A) Evolução na concentração nível de turbidez da água do rio Gurugi para os Tratamentos A (10 g de mandacaru) e B (20 g de mandacaru) ao longo do tempo. (B) Aspecto visual da amostra de água do rio Gurugi após 24 horas submetida aos tratamentos A e B (usando 10 g e 20 g de mandacaru, respectivamente). Fonte: Autores, 2017.

A turbidez apresentou comportamento irregular, uma vez que, após 24 horas da adição do mandacaru, houve redução do seu valor nos dois tratamentos, como esperado. Entretanto, com o início da aplicação da SODIS, os valores de turbidez voltaram a crescer para ambos - com aumento mais expressivo para o Tratamento B - havendo novamente uma redução nos níveis desse parâmetro ao final das 18 horas de radiação solar (Fig. 3). Estas variações podem ser explicadas pelo fato de haver uma modificação na estrutura da pectina, que adquire um aspecto mais pastoso após as primeiras horas de exposição ao sol - provocando o aumento da turbidez - decantando em seguida, o que justifica a redução do parâmetro em questão ao final das 18 horas de radiação.

A Figura 4 apresenta a evolução da concentração de coliformes nas amostras de água ao longo do tempo. Foi possível observar uma diferença expressiva entre os Tratamentos A e B quanto à remoção de coliformes, sendo o Tratamento B - com maior quantidade de mandacaru - mais efetivo, atingindo 21 NMP/100 mL em comparação aos 240 NMP/100 mL obtidos no Tratamento A. Com o início da aplicação da SODIS, os valores de coliformes se encaminharam para um maior equilíbrio entre os dois tratamentos, com 9 NMP/100 mL para o tratamento A e <3 NMP/100 mL para o tratamento B ao final das 18 horas de radiação, como se pode observar na Figura 3.



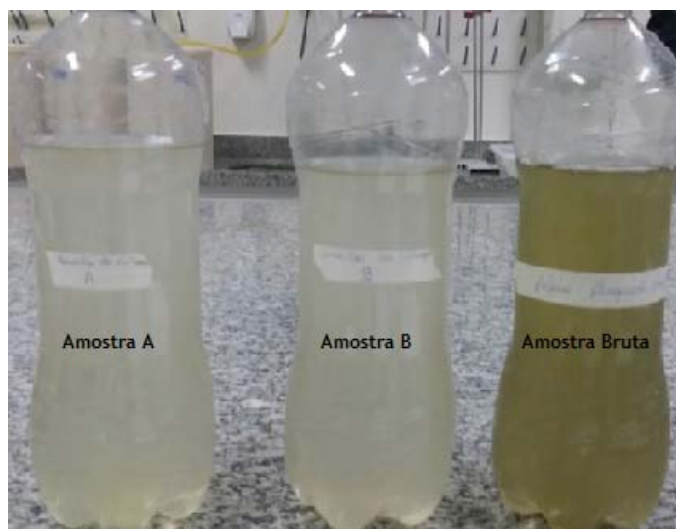
**Figura 4.** Evolução da concentração de coliformes nas amostras de água do rio Gurugi para os Tratamentos A (10 g de mandacaru) e B (20 g de mandacaru) ao longo do tempo.

Os valores obtidos para os parâmetros analisados após o início da exposição à radiação solar podem ser observados na Tabela 2. A temperatura da água sofreu elevações nos dois tratamentos, após a aplicação da SODIS, o que é compreensível, considerando o calor transmitido pela radiação solar. Por fim, o pH apresentou pequenas variações ao longo do processo nos dois tratamentos, mas sempre se mantendo próximo ao neutro.

Quanto ao aspecto visual da água, houve evolução significativa para os dois tratamentos após as 18 horas de radiação solar, como se pode observar na Figura 5.

**Tabela 2.** Resultados das análises físico-químicas para a água dos tratamentos A e B (usando 10 e 20 gramas de mandacaru, respectivamente), após 6, 12 e 18 horas de radiação solar.

Parâmetros Analisados	Após 6 hs de radiação solar		Após 12 hs de radiação solar		Após 18 hs de radiação solar	
	Tratamento A (10 g)	Tratamento B (20 g)	Tratamento A (10 g)	Tratamento B (20 g)	Tratamento A (10 g)	Tratamento B (20 g)
pH	6.82	7.05	6.89	6.98	6.05	6.19
Temperatura (°C)	30.1	29.7	29.4	30.0	23.0	23.8
Turbidez (NTU)	17.1	20.0	10.7	25.0	10.3	11.8
Coliformes (NMP/100 mL)	21	<3	15	<3	9	<3



**Figura 5.** Evolução do aspecto visual das amostras dos Tratamentos A (10 g de mandacaru) e B (20 g de mandacaru) após 18 horas de SODIS, em comparação à água bruta coletada do rio Gurugi. Fonte: Autores, 2017.

Como já mencionado, outros estudos (Lenz *et al.*, 2011, Zara; Thomazini; Lenz, 2012, Ostrowski, 2014, Belbahloul; Zouhri; Anouar, 2015) também utilizaram o mandacaru como coagulante, mas propondo metodologias diferentes, nas quais técnicas de extração da pectina foram empregadas no intuito de desenvolver um coagulante auxiliar ao sulfato de alumínio no tratamento da água.

Os resultados encontrados pelos autores foram satisfatórios, já que houve remoção da turbidez, quando comparado à utilização apenas do coagulante metálico. Porém, a sua implementação em comunidades de baixa renda se torna menos viável, uma vez que a aquisição e utilização do sulfato de alumínio, e a necessidade de extração da pectina implicam em custos financeiros mais elevados, além de exigirem um maior nível técnico por parte da população que utilizaria o processo, ressaltando, assim, a importância de se buscar técnicas mais simplificadas, como a que foi testada neste trabalho.

Outras pesquisas (Vijayaraghavan; Sivakumar; Kumar, 2011, Choy *et al.*, 2014) mencionam o uso de coagulantes de origem vegetal de forma independente ao uso dos sintéticos, reportando redução significativa da turbidez para diferentes espécies de cactos, como *Opuntia ficus*, *Cereus repandus* e *Stenocereus griseus*, além da remoção de bactérias como *Escherichia coli* e coliformes fecais, e absorção de metais pesados - parâmetro este não analisado no presente estudo. Entretanto, há uma ausência de estudos em relação ao uso do mandacaru como único coagulante, não tendo sido encontrados, também, relatos da aplicação conjugada da SODIS ao tratamento com cactáceas. Dessa forma, não foi possível estabelecer um comparativo para o comportamento irregular observado em relação ao parâmetro da turbidez. Esses fatores ressaltam a importância de um aprofundamento na temática desenvolvida nesta pesquisa.

### Conclusões

O mandacaru foi eficiente no tratamento da água, diminuindo a turbidez e a contaminação biológica. A aplicação de radiação solar direta foi um fator potencializador do processo de desinfecção, com melhores resultados correspondentes a um maior tempo de exposição ao sol. Em relação ao parâmetro biológico (coliformes termotolerantes), o tratamento contendo 20 gramas de fragmentos de mandacaru apresentou maior eficiência, atingindo resultados satisfatórios com apenas 6 horas de aplicação da SODIS. No entanto, em termos de parâmetros físicos, um aumento da turbidez foi observado após as primeiras horas de exposição ao sol, especialmente no tratamento contendo maior teor de mandacaru, devido à desnaturação da pectina presente no cacto. Contudo, esse processo foi revertido ao final das 18 horas de radiação, evidenciando a importância de um maior tempo de exposição à radiação solar direta.

Por fim, conclui-se que a utilização do mandacaru combinado à radiação solar, como método simplificado para tratamento de água, é plenamente possível e com resultados favoráveis, devendo-se ampliar os procedimentos de pesquisa a fim de padronizar o método mais eficiente de utilização da planta para fins de purificação de água em áreas onde não é possível a aplicação do tratamento convencional adequado.



## Referências

- Alves, T. R. (2015) *Eficiência de um sistema de desinfecção solar de águas residuárias domésticas com adição de diferentes doses de peróxido de hidrogênio*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 63 pp.
- APHA, AWWA, WEPP. (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19<sup>a</sup> Ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Belbahloul, M., Zouhri, A., Anouar, A. (2015) Biofloculants extraction from Cactaceae and their application in treatment of water and wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, **7**, 306-313.
- Cavalcante, A., Teles, M., Machado, M. (2013) Cactos do semiárido do Brasil: Guia Ilustrado. Campina Grande: INSA, 102 pp.
- Choy, S. K., Prasad, K. M. N., Wu, T. W., Raghunandan, M. E., Ramanan, R. N. (2014) Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. *Journal of Environmental Sciences*, **26**(11), 2178-2189.
- Guedes, R. S., Alves, E. U., Gonçalves, E. P. G., Bruno, R. L. A., Braga Junior, J. M., Medeiros, M. S. (2009) Germinação de sementes de *Cereus jamacaru* DC. em diferentes substratos e temperaturas. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. **31**(2), 159-164.
- Hernández, T. H., Hernández, H. M., De-Nova, J. A., Puente, R., Eguiarte, L. E., Magallón, S. (2011) Phylogenetic relationships and evolution of growth form in Cactaceae (Caryophyllales, Eudicotyledoneae). *American Journal of Botany*, **98**, 44-61. Acesso em 04 de julho de 2019, disponível em <http://www.amjbot.org/content/98/1/44.full.pdf+html>
- Jacinto Junior, J. J. de P. P. (2016) Avaliação da qualidade da água do rio Gramame ao longo do seu percurso no município de João Pessoa/PB. *Revista Ambiental*. 97-105. Acesso em 30 de junho de 2019, disponível em: [www.fpb.edu.br/revista/index.php/eng\\_amb](http://www.fpb.edu.br/revista/index.php/eng_amb)
- Lenz, G. G., Peruço, J. D. T., Thomazini, M. H., Rocha, E. M. S., Motta, C. V., Zara, R. PP. (2011) Ação de polímero natural extraído do cacto mandacaru (*Cereus jamacaru*) no tratamento de água. In: *Encontro de Divulgação Científica e Tecnológica, 3 Anais*, Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- Lobo, M. A. A., Lima, D. M. B., Souza, C. M. N., Nascimento, W. A., Araújo, L. C. C., Santos, N. B. (2013) Avaliação econômica de tecnologias sociais aplicadas à promoção de saúde: abastecimento de água por sistema Sodis em comunidades ribeirinhas da Amazônia. *Ciência & Saúde Coletiva*.
- Morgado, W. PP. PP. O. (2008) *Desinfecção de águas naturais por radiação solar utilizando os bioindicadores: Escherichia coli e Clostridium perfringens*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás. Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Goiânia, 125 pp.
- Oates, M., Shanahan, P., Polz, M. PP. (2003) Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. *Water Research*, **37**, 47-54.
- Ostrowski, J. (2014) *Utilização de extrato de cacto Cereus jamacaru como coagulantes auxiliares para a diminuição de turbidez da água de turbidez sintética*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Tecnologia em Processos Químicos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Toledo, Paraná, 46 pp.
- Sales, M. S. L., Martins, L. V., Souza, I. Deus, M. S. M., Peron, A. P. (2014) *Cereus jamacaru* de candolle (cactaceae), o mandacaru do nordeste brasileiro. Publicação UEPG Ciências Biológicas e Saúde, **20**(2), 135-142.
- Scarpa, PP., Soares, A. P. (2012) Pegada Ecológica: Qual a sua? São José dos Campos: INPE, 24 pp.
- Sirigate, P., Stadler, C. C., Oroski, PP. I., Kovalski, J. L. (2005) Gestão da qualidade ambiental da água de mananciais de abastecimento público como estratégia de redução de custos. In: *Encontro Nacional de Eng. de Produção, 25 Anais...* Porto Alegre, RS, Brasil.
- Vijayaraghavan, G., Sivakumar, T., Vimal Kumar, A. (2011) Application of plant based coagulants for waste water treatment. *International Journal of Advanced Engineering Research and Studies*, **1**(1), 88-92.

- Vieira, V. P. P. B. (2010) Sustentabilidade do semiárido brasileiro: desafios e perspectivas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **7**(4), 105-112.
- UNESCO (2018) *Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos*. Resumo Executivo. Itália. Acesso em 28 de junho de 2021, disponível em: <http://portalods.com.br/wp-content/uploads/2018/03/261594por.pdf>
- Zara, R. P. P., Thomazini, M. H., Lenz, G. P. P. (2012) Estudo da eficiência de polímero natural extraído do cacto Mandacaru (*Cereus jamacaru*) como auxiliar nos processos de coagulação e floculação no tratamento de água. *Revista de Estudos Ambientais*, **14**, 75-83.

# REVISTA AIDIS

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

## UTILIZAÇÃO DA CASCA DE CASTANHA DE CAJU POR PROCESSO DE PIRÓLISE COMO ALTERNATIVA SUSTENTÁVEL PARA GERAÇÃO DE NOVOS PRODUTOS

\* Danielma Silva Maia<sup>1</sup>  
Joel Carlos Zukowski Junior<sup>2</sup>  
Marcelo Mendes Pedroza<sup>1</sup>  
Daniel Ramos de Souza<sup>3</sup>

## THE USE OF CASHEW NUT PEEL BY PYROLYSIS PROCESS AS A SUSTAINABLE ALTERNATIVE FOR THE GENERATION OF NEW PRODUCTS

Recibido el 30 de septiembre de 2019; Aceptado el 13 de febrero de 2021

### Abstract

*The use of biomass generated in the processing of some fruits is now seen as a sustainable alternative for the production of renewable energy and the environmentally safe disposal of agroindustrial solid waste. The main residue of biomass generated in large quantities in the process of the nut processing is the cashew nut shell, which has as its main problem its final disposal, since a considerable quantity has as final destination the sanitary landfills. The present study aims to present the skin of cashew nut, agroindustrial residue, as raw material alternative for the production of activated carbon obtained through the pyrolysis process, and its appropriate use in the tertiary stage of treatment and purification of effluents industries. The data obtained showed that the studies of the use of the skin of cashew nuts were positive, resulting in a sustainable alternative to the problem of final disposal of the skin of cashew nuts in sanitary landfills and the generation of new products with added value.*

**Keywords:** biomass, activated carbon, cashews, pyrolysis.

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Tocantins (UFT), Brasil.

<sup>3</sup> Universidade de Gurupi, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal do Tocantins (UFT). Av. Ns 15, Alcno 14, Palmas–TO, Brasil, CEP.: 77.020-120.  
Email: [danielma.maia@ifto.edu.br](mailto:danielma.maia@ifto.edu.br)

## Resumo

A utilização de biomassa gerada no processo de beneficiamento de alguns frutos é vista hoje como uma alternativa sustentável para a produção de energia renovável e a destinação ambientalmente segura de resíduos sólidos agroindustriais. O principal resíduo de biomassa gerado em grande quantidade no processo de beneficiamento do fruto da castanha é a casca de castanha de caju, que tem como grande problema a sua disposição final, pois uma quantidade considerável tem como destino final os aterros sanitários. O presente estudo tem como objetivo apresentar a casca de castanha de caju, resíduo agroindustrial, como alternativa de matéria-prima para a produção de carvão ativado obtido através do processo de pirólise, sendo a sua utilização apropriada na etapa terciária de tratamento e purificação de efluentes industriais. Os dados obtidos mostraram que os estudos sobre a utilização da casca de castanha de caju foram positivos, surgindo uma alternativa sustentável para o problema de descarte final da casca de castanha de caju em aterros sanitários e geração de novos produtos com valor agregado.

**Palavras chave:** biomassa, carvão ativado, casca de castanha de caju, pirólise.

---

## Introdução

Considera-se que a situação do Brasil em termos de produção de biomassa é positiva, pois há uma diversidade de subprodutos e resíduos agroindustriais originários de frutos da região, como o bagaço da cana-de-açúcar, castanha e caju, coco verde e outras frutas. Essa variedade de biomassa permite adotar fontes renováveis de energia, em substituição as fontes não renováveis, que acabam gerando um alto impacto ambiental e não contribuem com o desenvolvimento sustentável. Nesse sentido, a utilização de biomassa gerada no processo de beneficiamento de alguns frutos é vista hoje como uma alternativa sustentável para a produção de energias renováveis e a destinação ambientalmente segura de resíduos sólidos agroindustriais.

No processo de beneficiamento do fruto, a casca de castanha de caju se destaca pela grande quantidade gerada. Uma parcela deste resíduo é reaproveitada em fábricas e mini fábricas beneficiadoras e a outra parte tem como grande problema a sua disposição final, pois uma quantidade considerável ainda vai para os aterros sanitários.

A casca da castanha de caju é aproveitada pelas grandes indústrias como combustível para as caldeiras, entretanto, geram impacto ambiental pela emissão de gases na atmosfera, e nas minifábricas as cascas geradas no processamento, na sua maioria, são dispostas de forma inadequada no solo (Leite, 1994; Irias *et al.*, 2004).

A aplicação industrial do caju (*Anacardium occidentale L.*) e seus componentes é exercida com predominância na região Nordeste do Brasil, onde se tem a maior parte das indústrias beneficiadoras do fruto. A casca da castanha de caju apresenta propriedades lignocelulósicas, capaz de ser empregada como fonte de energia através do processo de pirólise, que também

resulta em subprodutos que podem ser utilizados como matéria-prima para a conversão em carvão ativado.

A descoberta de um valor agregado à casca, que iriam para aterros sanitários, gera o interesse de novos estudos com a finalidade da utilização dos subprodutos da cajucultura brasileira (Figueiredo, 2009).

A biomassa produzida pela casca de castanha de caju pode gerar novos materiais de alto valor agregado por processo termoquímico de pirólise, que é entendida como a degradação da biomassa em níveis de temperatura elevado com ausência total ou parcial de ar ou oxigênio.

Visando o aproveitamento de resíduos agrícolas e tomando por base as proposições aqui expostas, esta pesquisa tem como objetivo apresentar a casca de castanha de caju, resíduo agroindustrial, como alternativa de matéria-prima sustentável para a produção de energia, como combustível ou até mesmo para a produção de carvão ativado que pode ser utilizado na etapa terciária de tratamento e purificação de efluentes industriais, tais que todos estes produtos gerados são obtidos através da pirólise.

### **Metodologia**

Neste estudo adotou-se a revisão bibliográfica como estratégia metodológica. Na elaboração deste trabalho foi realizado uma revisão de bibliografias com pesquisas já realizadas, que tem como enfoque o reaproveitamento por processo de pirólise do resíduo agroindustrial da casca de castanha de caju. Foi encontrado vários descritos na literatura referente a pirólise de biomassas, porém, poucos estudos foram encontrados em relação a pirólise da casca de castanha de caju.

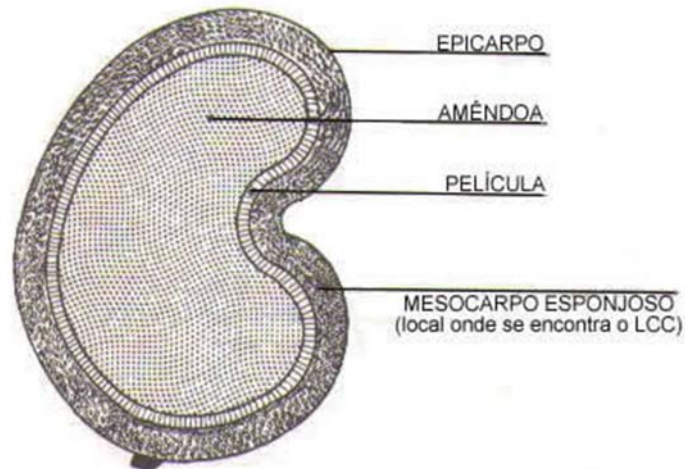
A discussão dos resultados intercorreu por meio de análise dos trabalhos consultados (teses, dissertações, artigos científicos, livros), e sob nova perspectiva ou abordagem, esta revisão bibliográfica proporcionará uma análise aprofundada da biomassa em estudo e o processo de pirólise capaz de gerar novos produtos.

### **Resultados e discussão**

#### *Casca de castanha de caju: característica e morfologia*

*Anacardium occidentale L.*, *Anacardiaceae*, conhecida popularmente como cajueiro, é uma planta nativa do Brasil e característica dos campos e das regiões costeiras do Norte e Nordeste (Chaves *et al.*, 2010). O fruto ou castanha é um aquênio de comprimento e largura variáveis, casca coriácea lisa, mesocarpo alveolado um óleo escuro que é considerado uma fonte natural de compostos de cadeia fenólica longa e insaturada (Kumar *et al.*, 2002). Na parte mais interna está localizada a

amêndoa da castanha de caju (ACC), constituída de dois cotilédones carnosos e oleosos que compõem a parte comestível do fruto e que é muito apreciada no Brasil e no mundo (Mazzetto *et al.*, 2009), conforme a Figura 1, que está relacionada a estrutura da castanha.



**Figura 1.** Estrutura da castanha de cajueiro

Faz parte do beneficiamento da castanha de caju um processo que envolve a separação da amêndoa adstrita a casca, seguindo com a extração do LCC, que se encontra no mesocarpo esponjoso. Na região produtora de caju no Nordeste brasileiro, encontram-se grandes fábricas e dezenas de mini fábricas processadoras de castanha, cuja capacidade atual de beneficiamento gira em torno de 300 mil toneladas de castanhas (Serrano & Pessoa, 2016). Os países produtores são também consumidores da castanha de caju, mas como mostra a Tabela 1, alguns se destacam neste ranking como o Vietnã, Índia e Nigéria, em seguida se sobressaem a Costa do Marfim e o Brasil.

**Tabela 1.** Países produtores de castanha.

País	Produção %
Vietnã	28.6 %
Índia	20.7 %
Nigéria	17.3 %
Costa do Marfim	7.3 %
Brasil	6.6 %

Fonte: PMA, 2012.

De acordo com os dados atualizados do IBGE (2019), a estimativa da safra de castanha de caju no Brasil foi de aproximadamente 120.4 mil toneladas, com alta de 5.2% em relação a março deste ano. Em relação a 2018, a produção de castanha-de-caju caiu 14.8%. A área plantada (439.0 mil hectares) reduziu 4.6% e o rendimento médio (280 kg/ha) caiu 12.8%.

Neste processo de beneficiamento feito nas indústrias praticamente tudo se é aproveitado do cajueiro, o principal resíduo gerado é a casca de castanha de caju e se enquadra como resíduo agrícola, porém subprodutos são obtidos. O processo de remoção da casca de castanha de caju é feito após a combustão desta, onde ocorre a separação da amêndoa que tem grande valor comercial, da casca, que detêm grande potencial combustível, e ainda é gerado o cardol, parte líquida que encharca a casca comumente conhecido como líquido da casca de castanha de caju (LCC), por fim, a casca separada após esse beneficiamento térmico, se torna fria e quebradiça.

No Brasil, a principal aplicação do LCC é na produção de derivados poliméricos e resinas, considerando seu potencial como possível substituto aos derivados do petróleo (Mazzetto e Lomonaco, 2009).

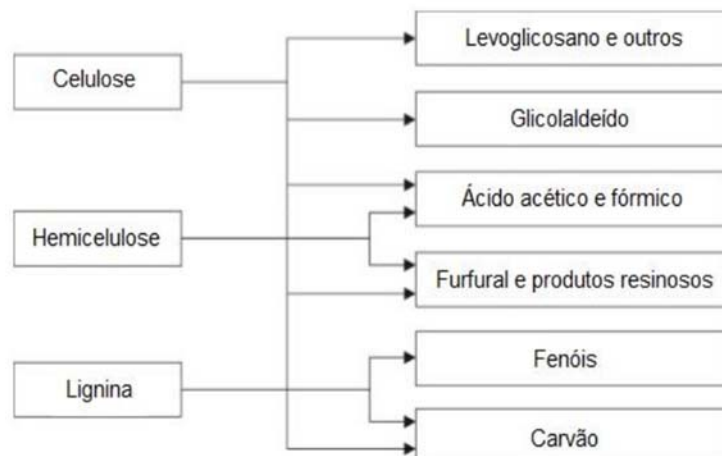
Nas áreas de Engenharia de alimentos e Energias Renováveis, o bagaço de caju tem motivado pesquisas para fins diversos, que vão desde a sua utilização como potencial energético até mesmo como complexo enzimático na alimentação de animais.

### Biomassa

Biomassa pode ser geralmente definida como toda matéria orgânica que consiste principalmente de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (Tsamba *et al.*, 2006). Os cientistas e técnicos dividem a biomassa energética em dois grandes grupos: biomassa tradicional (essencialmente lenha e outros resíduos naturais) e biomassa moderna (biomassa produzida com tecnologias adequadas, como florestas plantadas, cana-de-açúcar) (Leal, 2005). No seu conceito mais amplo, a biomassa está relacionada ao aproveitamento de materiais naturais como combustível, fonte de energia primária muito usada no passado pela humanidade.

A composição da biomassa apresenta principalmente celulose, hemicelulose e lignina, de acordo com a Figura 2. A lignina é um polímero tridimensional amorfo encontrado nas plantas terrestres, associado à celulose na parede celular formando um complexo lignocelulósico, cuja função é de conferir rigidez, impermeabilidade e resistência a ataques microbiológicos e mecânicos aos tecidos vegetais, a quantidade de lignina em base seca em madeiras varia geralmente de 20% a 40% em peso, e em espécies herbáceas como o bagaço, sabugo de milho, cascas de amendoim, palha e cascas de arroz varia de 10% a 40% em peso (Klass, 1998 apud Yaman, 2004). Esses componentes da biomassa, quando submetidos a diferentes temperaturas produzem um subproduto com potencial energético destinado a aplicação em processos de conversão. Existem

três processos frequentemente utilizados para extrair energia a partir de biomassa, estes são: de combustão (exotérmica), de gaseificação (exotérmica) e de pirólise (endotérmico) (Frassoldati *et al.*, 2006).



**Figura 2.** Elementos da biomassa lignocelulósica e suas alterações por meio processo de conversão térmica

A casca de castanha de caju é um tipo de biomassa lignocelulósica que tem potencial de ser usada para geração de energia, ser fonte de produtos químicos após processo pirólise e ainda transformar-se em carvão ativado, sendo produto adsorvente auxiliando no tratamento de efluentes (Figueiredo, 2011).

A CCC apresenta um grande potencial como fonte renovável para a geração de energia, por seu poder calorífico apresentar excelentes valores e por apresentar 60% da massa da noz de caju (Figueiredo, 2009). Comparativamente, o poder calorífico deste resíduo é equivalente ao de outros produtos utilizados para o mesmo fim, como casca da semente de algodão, casca de amendoim, serragem e outros (Silva *et al.*, 2005; Lima, 2008). Um dos grandes problemas que as indústrias beneficiadoras deste fruto enfrentam é a destinação das cascas de castanha de caju, que quando não são reaproveitadas, normalmente, são descartadas em aterros sanitários ocupando um volume considerável destas instalações e conseqüentemente diminuindo sua vida útil.

#### Experiências da pirólise com a CCC

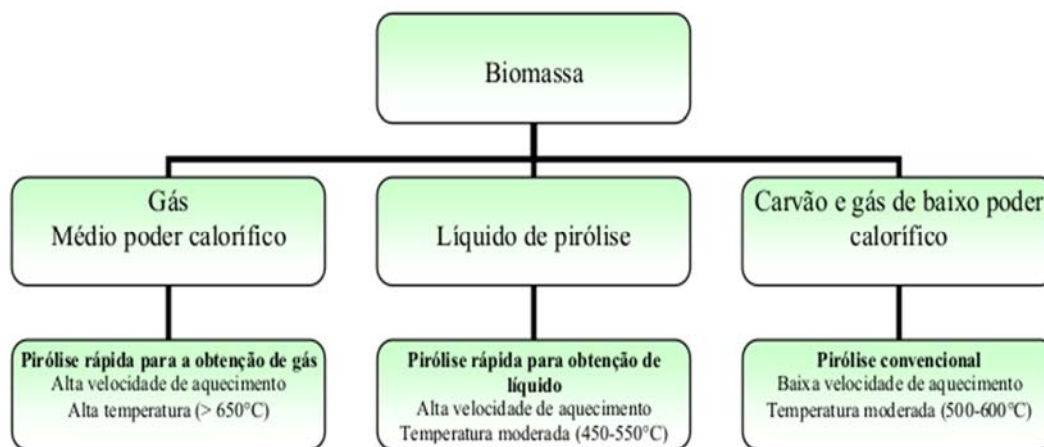
Pirólise é o processo de degradação térmica da matéria natural com a inexistência total de ar ou de oxigênio, a gaseificação e da combustão são etapas desta reação, ainda uma série de reações químicas e de processos de transferência de massa e de calor acontecem.



Alguns autores a consideram como decomposição térmica com deficiência de oxigênio, ou seja, menor quantidade de ar ou oxigênio que a requerida estequiometricamente para a combustão completa, gerando, principalmente, líquidos e sólidos (Sanchez, 2010).

A pirólise é um dos processos de conversão térmica com capacidades mais promissoras. Tecnologias e estudos em larga escala estão sendo realizados em relação a estes processos com o objetivo de gerar um valor agregado aos resíduos de biomassa para a criação de produtos com elevado potencial energético. Logo, o processo de pirólise vem a acrescentar, sendo uma importante alternativa, pois gera subprodutos em forma sólida, líquida e gasosa, destinados a áreas diversas de aplicação.

Durante o processo de pirólise as temperaturas de reação variam de 400°C a 800°C, neste processo os resíduos de biomassa são convertidos em uma quantidade considerável de compostos químicos capazes de serem empregados como matéria prima para a indústria química ou petroquímicas. Os processos termoquímicos baseiam-se na conversão de biomassa em uma fração volátil que consiste em gases, vapores e componentes do alcatrão, um resíduo sólido rico em carbono (carvão) e em uma fração líquida denominada bio-óleo (Demirbas, 2002).



**Figura 3.** Principais produtos obtidos da pirólise com biomassa de diferentes tipos

Figueiredo (2011), em sua tese, mostrou que os produtos gerados através da pirólise são: um sólido carbonoso (resíduo não volátil com um elevado teor de carbono), um produto líquido condensável, que recebe o nome de alcatrão (mistura de um grande número de compostos de

elevada massa molecular, que são voláteis à temperatura de pirólise, porém condensam a temperatura ambiente) e os gases (produtos de baixa massa molecular os quais tem uma pressão de vapor moderada a temperatura ambiente).

O rendimento e a composição dos subprodutos são diretamente ligados as condições de pirólise, tendo forte influência de algumas variáveis que são determinantes nestes fatores, como grau de temperatura, taxa de aquecimento, granulometria da biomassa, entre outras. A utilização dos produtos gerados são direcionadas há áreas de aplicação distintas e conforme os estudos avançam entorno das biomassas e a conversão termoquímica destas, maiores possibilidade vão aumentando o seu campo de aplicação.

Para utilização do bio-óleo é necessário a sua caracterização química, e a partir destes resultados obtidos é possível avaliar sua utilidade, atualmente as experiências tidas com a sua utilização, são como combustível para aquecimento e geração de energia. O carvão pode ser utilizado no processamento do minério de ferro, no refino de açúcar, como absorvente, como adubo, como matéria-prima para gaseificar e produzir gases de síntese com baixo conteúdo de alcatrão (Pelaez-Samaniego *et al.*, 2006 apud Pelaez-Samaniego, 2007). Os gases podem ser usados para secagem de biomassa, aquecimento ou geração de energia mediante turbinas a gás (Bridgwater, 2001; Pelaez-Samaniego, 2007).

Alguns pesquisadores já desenvolvem estudos que tratam do processo de pirólise com o aproveitamento da CCC como biomassa, alternativa sustentável que foi encontrada para reaproveitamento deste resíduo, a resultante desse processo implica na geração de subprodutos, onde seus compostos químicos gerados podem ser aproveitados.

Das e Ganesh (2003) descreveram a distribuição dos produtos (líquido, gás e carvão) da casca de castanha de caju (CCC) usando um reator de pirólise a vácuo e mostraram que a proporção de bio-óleo nos produtos de pirólise, manteve-se praticamente constante na faixa entre 400°C e 550°C e o rendimento máximo de bio-óleo foi obtido a 500°C. O poder calorífico do bio-óleo obtido foi de 40 MJ.kg<sup>-1</sup>, o qual este valor é semelhante aos combustíveis provenientes do petróleo.

Kiruthika *et al.* (2013) estudaram a produção de bio-óleo a partir da pirólise de vários resíduos agrícolas, incluindo a CCC, utilizando um pirolisador em escala laboratorial. Neste equipamento foi utilizado de 10g a 15 g de biomassa a diferentes temperaturas entre 450°C e 550°C. Verificou-se que a produção de bio-óleo aumenta com o aumento de temperatura até 550°C e a produção de carvão diminui com o aumento de temperatura.

Patel *et al.* (2011) estudaram a pirólise da CCC em um reator de leito a 500 °C e sob vácuo de 720 mm.Hg. O bio-óleo obtido foi extraído com fluido supecrítico (CO<sub>2</sub>) e analisador por cromatografia a gás acoplada a espectrometria de massas (CG-MS) e por espectroscopia na região do infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) mostrando a presença de altas concentrações de cardanol e fenóis, sendo considerado um bom material para fabricação de resinas.

A pirólise rápida de resíduos agroindustriais entre eles a CCC foram estudados por Melzer *et al.*, (2013). De acordo com estes pesquisadores, as biomassas foram submetidas a um reator tubular 27 previamente aquecido a 500°C sob um fluxo de nitrogênio de 0.666 L/min<sup>-1</sup>. A fração líquida foi obtida no tempo de 12 minutos, enquanto que a fração gás foi recolhida em 15 minutos de processo. Dentre as biomassas estudadas a CCC apresentou ser uma biomassa lignocelulósica rica em extrativos, revelando a influência destes sobre o comportamento de decomposição e de conversão da biomassa. A pirólise pode revelar também a influência do alto teor de extrativos na biomassa inicial em relação ao rendimento dos produtos de pirólise, no qual o rendimento do produto líquido foi maior enquanto que o bio-carvão e o gás apresentaram menor rendimento.

Por ter alto poder calorífico, o carvão, resultante do processo de pirólise, pode ser utilizado como combustível ou pode ser reaproveitado como insumo para a preparação do carvão ativado. Já a fração líquida resultante deste processo apresenta uma complexa mistura de hidrocarbonetos, por este fato, pode ser utilizado como combustível, ser adicionado ao insumo de refinarias de petróleo, melhorado por catalisadores a fim de produzir combustíveis refinados de grau elevado, ou ainda poderá ser potencialmente usado como produto químico. Dentre os subprodutos da pirólise, o alcatrão geralmente tem preferência devido ao seu poder calorífico, sua facilidade de transporte e armazenagem, seu baixo conteúdo de nitrogênio e enxofre e pela alternativa de serem convertidos em produto químico. (Apaydin-Varol; Putun, 2007).

### Conclusões

O meio ambiente apresenta os impactos causados pela ação do homem e neste sentido os estudiosos alertam constantemente sobre a preocupação com os resíduos sólidos, no Brasil. Os resíduos agrícolas sintetizam boa parte deste quantitativo total, por isso a necessidade do aproveitamento de resíduos agroindustriais é cada vez maior, frente a uma grande geração desses resíduos no país. A pesquisa foi conduzida sempre no sentido de propiciar melhorias ambientais, desde a proposta de aproveitamento do resíduo e do processo de beneficiamento da castanha de caju até a pirólise deste, para geração de novos produtos de valor agregado.

Conforme o que foi exposto, os estudos dos pesquisadores em relação a pirólise da casca de castanha de caju, mostraram que é possível reduzir a disposição final deste resíduo em aterros sanitários, pirolisando a casca, assim gerando 3 novos sub-produtos, o bio-óleo, o gás e o carvão.

Nestas experiências descritas, as temperaturas dos processos termoquímicos variaram entre 400°C a 550°C, essa variável mostrou em diversos relatos que o bio-óleo teve seu rendimento aumentado quando submetido a uma temperatura proporcionalmente mais elevada e o do carvão diminuído nesta mesma situação. O fator tempo, no qual a biomassa é submetida para sua conversão, apesar de ter sido citado apenas em um dos estudos, é uma variável importante e necessária para as características a análise das características que estes materiais irão apresentar.

Quanto ao uso destes subprodutos, ainda é limitada as experiências obtidas com o gás gerado, estudos favoráveis a utilização do bio-óleo como combustíveis tem crescido, por ter poder calorífico elevado, comparado ao do petróleo é uma fonte de combustível que pode ser utilizada. O bio-carvão se transformado em carvão ativado, é uma ótima alternativa para tratamento de efluentes como adsorvente.

Quanto a caracterização da biomassa, esta em sua composição apresenta grande parte de lignina, conferindo uma forte resistência a microorganismos e como principal vantagem tem um alto poder calorífico, justificando sua utilização como fonte energética.

Os dados obtidos com os estudos da biomassa em análise e sua transformação em novos produtos de valor agregado mostraram que esta é uma excelente fonte para produção de energia, entre outras utilidades. O resíduo da casca de castanha de caju vem ganhando certa notoriedade, e ainda que limitado os escritos bibliográficos encontrados a respeito do tema, os resultados das experiências com a biomassa por processo de conversão térmica para obtenção de produtos intermediários com potencial energético renovável ou combustível tem sido positivo, pois, esta biomassa além de possuir boas propriedades, se apresentar em abundância, ser de baixo custo e fácil acesso, é também uma alternativa sustentável para contribuir com a redução do descarte final da casca de castanha de caju em aterros.

### Referencias bibliográficas

- Apaydin-VaroL, Putun. (2007) A. E, Slow pyrolysis of pistachio shell . Fuel, **86**(12), 1892-1899.
- Araujo, L. G. (2012) *Maiores produtores mundiais de castanha-de-caju*. Portal Mercado Aberto. Acesso em 12 de jun. 2019, disponível em: <http://www.portalmercadoaberto.com.br/blogs-categoria-det?post=3550>
- Bridgwater, A.V. (2012) Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, **38**(3), 68-94.
- Bridgwater A. V., Meier, D., Radlein, D. (1999) An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry* , **30**(12), 1479-1493.
- Chaves M. H., Citó A. M. das G. L., Lopes J. A. D., Costa D. A., Oliveira C. A. A., Costa A. F., Brito Júnior F. E. M. (2010) Fenóis totais, atividade antioxidante e constituintes químicos de extratos de *Anacardium occidentale* L., Anacardiaceae. *Revista Brasileira de Farmacognosia Brazilian Journal of Pharmacognosy*, **20**(1), 106-112.

- MECOL, Metalúrgica Cobica LTDA. *Castanha do Caju*. Acesso em 23 de jun. 2019, disponível em: <http://www.mecol.com.br/portugues/informacajuebrasil.htm>
- Das, P., Ganesh, A. (2003) Bio-oil from pyrolysis of cashew nut shell - a near fuel. *Biomass and Bioenergy*, **25**(1), 113-117.
- Demirbas, A., Arin, G. (2002) An overview of biomass pyrolysis. *Energy Sources*, **24**(5), 471-482.
- Frassoldatil, A., Miglavacca, G., Crippa, T., Velata, F., Faravelli, T., Ranzi, E. (2006) Detailed Kinetic Modeling of Thermal Degradation of Biomasses. 29th Meeting on Combustion, Napoli, Italia.
- Figueiredo, F. A. B. (2009) *Pirólise e Gaseificação de Casca de Castanha de Caju: Avaliação da Produção de Gás, Líquidos e Sólidos*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Figueiredo, A. R. (2011) *Caracterização dos Produtos da Pirólise da Casca de Castanha de Caju: Influência da Taxa de Aquecimento e da Temperatura*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas. São Paulo.
- Goodman, L. J., Love, R. N. (1981) *Biomass energy projects: Planning and management*. Pergamon Press, 1-13.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Em abril, IBGE prevê alta de 2,2% na safra de grãos de 2019*. Agência IBGE Notícias, 09 de maio de 2019. Acesso em 03 de jun. de 2019, disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/24363-em-abril-ibge-preve-alta-de-2-2-na-safra-de-graos-de-2019>
- Irias, L. J. M., Gleber, L., Palhares, J. C. P., Rosa, M. F., Rodrigues, G. S. (2004) Avaliação de impacto ambiental de inovação tecnológica agropecuária – aplicação do sistema Ambitec. *Agricultura em São Paulo*, São Paulo, **51**(3), n. 1, 23-39.
- Kiruthika, R., Ubramanian, P., Rajivgandhi, M. M. C. (2013) Bio oil Production from various Agro Residues through Pyrolysis. *International Journal of Engineering Research & Technology*, **2**(9), p. 1678-1681.
- Kumar P. P., Paramashivappa R., Vithayathil P. J., Subra Rao P. V., Srinivasa Rao A. (2002) Process for isolation of cardanol from technical cashew (*Anacardium occidentale*) nut shell liquid. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **50**(16), 4705-4708.
- Leite, L. A. S. (1994) *A Agroindústria do Caju no Brasil: Políticas públicas e transformações econômicas*. Fortaleza: EMBRAPA/ CNPAT, 195.
- Leal, M. R. L. V. (2005) O potencial de aproveitamento da energia da biomassa. *Inovação Uniemp* **1**(3), 40-41. Acesso em 24 de jan de 2021, disponível em: [http://inovacao.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1808-23942005000300024&lng=pt&nrm=is](http://inovacao.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-23942005000300024&lng=pt&nrm=is)
- Lima, S. A. (2008) *Análise da viabilidade do uso de cinzas agroindustriais em matrizes cimentícias: estudo de caso da cinza da casca da castanha de caju*. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo). Programa de Pós Graduação em Arquitetura e Urbanismo na Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 139 pp.
- Lorenzi, H., Matos, F. J. A. (2002) *Plantas Medicinais no Brasil: nativas e exóticas*. São Paulo: Nova Odessa.
- Mazzetto, S. E., Lomonaco, D., Mele, G. (2009) Óleo da castanha de caju: oportunidades e desafios no contexto do desenvolvimento e sustentabilidade industrial. *Rev. Química Nova*, **32**(3), 732-741.
- Melzer, M., Blina, J., Bensakhriac, A., Valetteb, J., Broustb, F. (2013) Pyrolysis of extractive rich agroindustrial residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **104**(1), 448-460.
- Patel, R.N., Bandyopadhyay, S., Ganesh, A. (2011) Extraction of cardanol and phenol from bio-oils obtained through vacuum pyrolysis of biomass using supercritical fluid extraction. *Energy*, v. **36**(3), 1535-1542.
- Pelàez-Samaniego. (2007) M.R. *Uso de biocombustível da pirólise rápida de palha de cana em um motor de ciclo Otto*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 20 pp.
- PMA, Portal Mercado Aberto RN (2012) *Maiores Produtores Mundiais de Castanha de Caju*. Acesso em 04 de junho de 2019, disponível em: <http://www.portalmercadoaberto.com.br/blogs-categoria-det?post=3550>

- Santos, R. P., Santiago, A. A. X., Gadelha, C. A. A., Cajazeiras J. B., Cavada, B.S, Martins, D. T. M., Bezerra, G. A, Santos, R. P., Freire, A. V. N. (2007) Production and characterization of the cashew (*Anacardium occidentale* L.) penduncle bagasse ashes. *Journal of Food Engineering*, **79**(4), 1432-1437.
- Sanchez, E.M.S. (2010) Alcatrão ou bioóleo: Caracterização, amostragem e utilização. In: SÁNCHEZ, C.G. (Org.). Tecnologia da gaseificação de biomassa. *Campinas: Editora Átomo*, 353-385.
- Serrano, L. A. L., Pessoa, P. F. A P. (2016) Aspectos econômicos da cultura do cajueiro. Embrapa Agroindústria Tropical- Sistemas de Produção. Acesso em 24 de jan. de 2021, disponível em: [https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p\\_p\\_id=conteudoportlet\\_WAR\\_sistemasdeproducaolf6\\_1ga1ceportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&p\\_p\\_col\\_id=column-2&p\\_p\\_col\\_count=1&p\\_r\\_p\\_-76293187\\_sistemaProducaold=7705&p\\_r\\_p\\_-996514994\\_topicold=10308](https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducaolf6_1ga1ceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-2&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaold=7705&p_r_p_-996514994_topicold=10308)
- Tsamba, A. J., Yang, W., Blasiak, W. (2006) Pyrolysis characteristics and global kinetics of coconut and cashew nut shells. *Fuel Processing Technology*, **87**(6), 523-530.
- Tramujas M. J. (2015) *Utilização de diferentes agentes ligantes no Desenvolvimento de barra de cereal salgada adicionada de chia (salvia hispânica l.)*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Alimentos. Universidade Tecnológica federal do Paraná, Londrina, 43 pp.
- Vieira, G. E. G., Nunes, A. P., Teixeira, L. F., Colen, A. G. N. (2014) Biomassa: uma visão dos processos de pirólise. *Revista Liberato*, **15**(24), 105-212.
- Yaman, S. (2004) Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemicals feedstocks. *Energy Conversion and Management*, **45**(2), 651-671.

# REVISTA AIDIS

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

## CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DAS PEDRAS NO MUNICÍPIO DE PALMAS – TO

\* Denise Domingos dos Santos Martins<sup>1</sup>  
Roseanne Veloso de Camargo<sup>1</sup>  
Girleene Figueiredo Maciel<sup>1</sup>  
Juan Carlos Valdés Serra<sup>1</sup>  
Joel Carlos Zukowski Junior<sup>1</sup>

## MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION OF THE RIBEIRÃO DAS PEDRAS WATERSHED IN PALMAS – TO

Recibido el 2 de octubre de 2019; Aceptado el 24 de septiembre de 2020

### Abstract

*The watershed, also understood as the contribution basin of a watercourse, is the geographic area that collects rainwater, which, flowing through the soil surface, reaches the section considered. All events occurring in the drainage basin have a direct or indirect impact on rivers. Climatic conditions, vegetation cover and lithology are factors that control the morphogenesis of the slopes and, in turn, the type of detrital charge to be supplied to the rivers. Thus, the present study aims to characterize the morphometric parameters, using georeferenced data in GIS environment (Geographic Information System) of the watershed of Ribeirão das Pedras. For the delimitation of the topographic divider was used an MDE derived from the SRTM image obtained by the project Embrapa Satellite Monitoring and with this delimitation the morphometric parameters were calculated. The Ribeirão das Pedras basin is of the 3rd order, indicating that it is sparsely branched, although it is considered a large basin with an area of 478 km<sup>2</sup> and a perimeter of 112 km. In this sense, after the application of calculation and classification methods based on the methodology proposed by several authors, the Ribeirão das Pedras basin has a low drainage capacity, is little susceptible to erosion, low flood risk, high altimetric amplitude and low risk. Also considering the large extent of area covered by the watershed.*

**Keywords:** environment, geoprocessing, management, morphometry, water resources.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins. 504 sul, alameda 04, lote 57, casa 01 – Plano diretor Sul, Palmas, Tocantins. 77021-690 – Brasil. Email: [denisedsm@gmail.com](mailto:denisedsm@gmail.com)

## Resumo

A bacia hidrográfica, também entendida como bacia de contribuição de um curso d'água, é a área geográfica coletora da água da chuva que, escoando pela superfície do solo, atinge a seção considerada. Todos os acontecimentos que ocorrem na bacia de drenagem repercutem, direta ou indiretamente, nos rios. As condições climáticas, a cobertura vegetal e a litologia são fatores que controlam a morfogênese das vertentes e, por sua vez, o tipo de carga detrítica a ser fornecida aos rios. Sendo assim, o presente estudo traz como objetivo caracterizar os parâmetros morfométricos, usando dados georreferenciados em ambiente de SIG (Sistema de Informação Geográfica) da bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras. Para a delimitação do divisor topográfico foi utilizado um MDE derivado da imagem SRTM obtida pelo projeto Embrapa Monitoramento por Satélite e com essa delimitação foram calculados os parâmetros morfométricos. A bacia do ribeirão das Pedras é de 3º ordem, indicando ser pouco ramificada, apesar de ser considerada uma bacia grande com uma área de 478 km<sup>2</sup> e perímetro de 112 km. Neste sentido, após a aplicação de métodos de cálculo e classificação baseada na metodologia proposta por diversos autores, a bacia do ribeirão das Pedras possui uma baixa capacidade de drenagem, é pouco suscetível a erosão, baixo risco de inundação, alta amplitude altimétrica e baixo risco de enchentes considerando também a grande extensão de área coberta pela microbacia.

**Palavras chave:** geoprocessamento, gestão, meio ambiente, morfometria, recursos hídricos.

## Introdução

No Brasil, o conceito de Bacia Hidrográfica foi instituído pela Lei Nº 9.433/1997, que em seu artigo 1º, inciso V, define a bacia como “unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”, com o objetivo de assegurar a necessária disponibilidade de água, a utilização racional e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado (Brasil, 1997).

A bacia hidrográfica, também entendida como bacia de contribuição de um curso d'água, é a área geográfica coletora da água da chuva que, escoando pela superfície do solo, atinge a seção considerada (Pinto *et al.*, 1976). A ela não se limitam apenas os cursos d'água que seccionam o relevo ou drenam uma determinada área, mas sim, a um espaço topograficamente destinado a alimentar estes cursos d'água através dos processos de movimentação da água (Lima e Fontes, 2015).

Conforme salienta Christofolletti (1980), todos os acontecimentos que ocorrem na bacia de drenagem repercutem, direta ou indiretamente, nos rios. As condições climáticas, a cobertura vegetal e a litologia são fatores que controlam a morfogênese das vertentes e, por sua vez, o tipo de carga detrítica a ser fornecida aos rios. Com isso, deve-se estudar a bacia hidrográfica como um todo, sem considerar apenas um dos elementos, mas o conjunto em interação.



A análise de bacias hidrográficas contribui a planejamentos ambientais, que servem de soluções a problemas que surgem em decorrência de ações antrópicas e de fenômenos naturais. Segundo Trentin (2011), quando se discutem os problemas relacionados a questões ambientais, as bacias hidrográficas se apresentam como unidades relevantes para tal discussão por esta ser um sistema integrado e aberto com entrada e saída contínua de matéria e energia.

A morfometria é um tipo de avaliação quantitativa que revela indicadores físicos específicos de forma a qualificar as alterações ambientais que ocorreram e/ou ocorrem. Esses parâmetros servem como referencial para o planejamento ambiental e auxiliam na tomada de decisão nos projetos de gestão dos recursos hídricos por corresponder a um conjunto de procedimentos que caracteriza os aspectos geométricos e de composição dos sistemas ambientais (Christofolletti, 1999).

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (Teodoro et al, 2007). De acordo com Santos *et al.* (2016), estudos referentes ao comportamento hidrológico de qualquer bacia hidrográfica, de maneira quantitativa, utiliza-se o método de análise morfométrica, que caracteriza a rede de drenagem, levando-se em consideração a geologia e geomorfologia da área de estudo.

Segundo Mendes *et al.* (2017), os dados acerca das características físicas da bacia (hipsometria, declividade, solos) e dos parâmetros morfométricos têm sido obtidos de forma mais rápida e precisa do que antes. Isso se deve a utilização de técnicas de Geoprocessamento como o Sistema de Informações Geográficas – SIG.

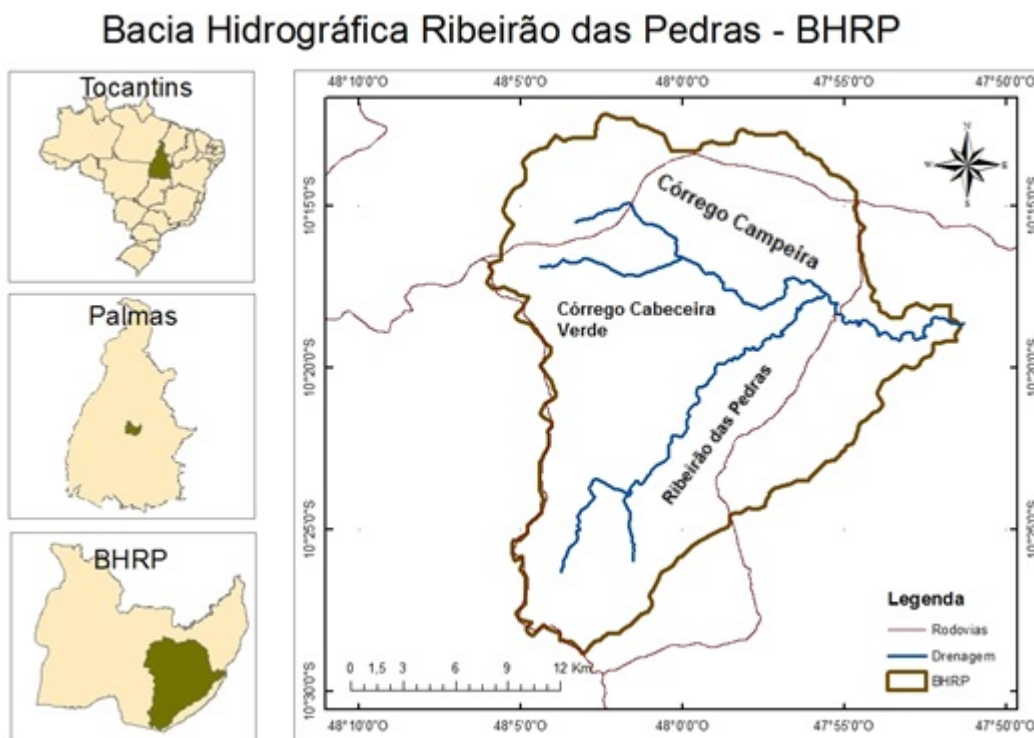
A análise geoambiental, vem como ferramenta auxiliadora para a interpretação de dados reais, com base em bancos de dados georreferenciados, que caracterizarão os elementos físicos da paisagem, resultando em detalhamentos riquíssimos das formas naturais da área de estudo (Santos *et al.*, 2016). Esses estudos geoambientais em bacias hidrográficas auxiliam no levantamento de informações referentes às características naturais e elementos físicos, estabelecendo unidades homogêneas que os descrevam.

Sendo assim, o presente estudo traz como objetivo caracterizar os parâmetros morfométricos, usando dados georreferenciados em ambiente de SIG (Sistema de Informação Geográfica) da bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras. Esta caracterização é de fundamental importância para a elaboração e execução de futuros projetos geoambientais, pois os resultados auxiliarão na compreensão do escoamento superficial da microbacia, favorecendo o seu manejo adequado.

## Materiais e métodos

### Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na área da bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras, localizada entre as coordenadas 10°11' e 10°23' de latitude Sul e 47°50' e 48°09' de longitude Oeste, na região central do Estado do Tocantins, pertencente à bacia do Rio das Balsas, que, por sua vez, pertence à bacia hidrográfica do Rio Tocantins (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras – BHRP.

Fonte: autores.

A bacia está totalmente inserida dentro dos limites geográficos do município de Palmas. O clima no Tocantins, de acordo com Köppen, é do tipo AW – Tropical de verão úmido e período de estiagem no inverno, sendo o mês mais chuvoso janeiro e o mais seco agosto, onde a precipitação média anual apresenta variação em torno de 1.500 a 2.100 mm. A classificação climática de Palmas é do tipo clima úmido com moderada deficiência hídrica no inverno C2WA'a', sendo caracterizada por duas estações bem definidas, uma seca e a outra chuvosa (Tocantins, 1997).

O ribeirão das Pedras tem sua nascente ao leste no município de Palmas, numa altitude de 500 metros, e percorre para o nordeste. São contribuintes da bacia os córregos Cabeceira Verde e Campeira, e suas nascentes estão a 450 e 400 metros de altitude, respectivamente. O ribeirão, por sua vez, tem sua exutória no rio das Balsas a uma altitude de 250 metros.

### Delimitação da Bacia Hidrográfica

Para a delimitação do divisor topográfico foi utilizado um MDE derivado da imagem SRTM obtida pelo projeto Embrapa Monitoramento por Satélite (SRTM, 2019). As cenas utilizadas foram SC-22-Z-B e SC-23-Y-A. Após a aquisição das cenas, as mesmas foram processadas utilizando o software ArgGis versão 10.1. Inicialmente foi realizado o mosaico, obtendo um único arquivo com a combinação das imagens.

Com a utilização das extensões Spatial Analyst e Hydrology Modeling foi realizada a delimitação automática da bacia hidrográfica de acordo com a metodologia de Sobrinho *et al.* (2010). As etapas foram: preenchimento de depressões – fill; direção de fluxo - flow direction; fluxo acumulado - flow accumulation; comprimento de drenagem – flow length; ordem de fluxo – stream order; e delimitação de bacias – watershed. Como a bacia foi obtida em um arquivo raster foi necessária sua conversão para o formato vetor (polígono), para a realização dos cálculos morfométricos.

### Morfometria

Com a delimitação da bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras, obtiveram-se as diferentes características morfométricas que, de acordo com Tonello (2005), podem ser divididas em características geométricas (área total, perímetro total, coeficiente de compacidade, fator de forma e índice de circularidade); características do relevo (declividade, altitude e amplitude) e, características da rede de drenagem (comprimento do curso d'água principal, comprimento total dos cursos d'água, densidade de drenagem e ordem dos cursos d'água). Também foram calculados os parâmetros coeficiente de manutenção e extensão do percurso superficial, de acordo com Christofoletti (1969) e produzido mapa de declividade atribuindo as classes, proposto por Embrapa (1999). Segue abaixo a descrição dos parâmetros morfométricos determinados.

### Características geométricas

#### *a) Área*

Esse parâmetro é essencial para a obtenção dos outros parâmetros físicos (Villela e Mattos, 1975). Esse parâmetro pode ser expresso em km<sup>2</sup> ou ha. A fim de verificar se uma bacia é classificada como grande ou pequena é levada em consideração a classificação feita por Wisler e Brater (1964) em que, bacias com área inferior a 26 km<sup>2</sup> são classificadas como pequenas, e acima desse valor são classificadas como grandes. O valor foi gerado no programa ArcGis, expresso em quilômetro quadrado (km<sup>2</sup>).

#### b) Perímetro

Corresponde a medida do comprimento da linha do divisor topográfico que delimita a área da bacia (Smith, 1950), e o valor foi gerado no programa ArcGIS e expresso em quilometro (km).

#### c) Coeficiente de compacidade (Kc)

O coeficiente de compacidade é um os parâmetros que refletem a forma da bacia. Segundo Villela e Mattos (1975), este coeficiente é um número adimensional, que indica a relação entre o perímetro da bacia e o perímetro de um círculo de área igual à da bacia, obtido pela Equação 1.

$$Kc = 0.28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Equação (1)

Onde

P: perímetro (km)

A: área (km<sup>2</sup>)

Cardoso *et al.* (2006), descreve que quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Quanto mais próximo de 1, mais circular é a bacia e maior a sua tendência a gerar enchentes rápidas e acentuadas.

#### d) Fator de Forma (Kf)

Fioreze *et al.* (2010) descreve que o fator de forma também é um dos parâmetros que refletem a forma da bacia, dado pela relação entre a largura média e o comprimento da bacia. O fator de forma pode ser obtido de acordo com a Equação 2.

$$Kf = \frac{A}{L^2}$$

Equação (2)

Onde

A: área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>)

L: comprimento da bacia hidrográfica (km)

De acordo com Cardoso *et al.* (2006), a bacia é relacionada à forma de um retângulo. Tanto a forma da bacia como a forma do sistema de drenagem podem ser influenciadas por algumas características, principalmente a geologia. Podem atuar também sobre alguns processos hidrológicos ou sobre o comportamento hidrológico da bacia.

Uma bacia estreita e longa, com Kf baixo, é menos sujeita a enchentes porque há menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão (Villela e Mattos, 1975).

### e) Índice de Circularidade (Ic)

É a relação existente entre a área da bacia e a área do círculo de mesmo perímetro. O valor máximo a ser obtido é igual a 1.0, onde quanto maior o valor, mais próxima da forma circular estará a bacia de drenagem (Embrapa, 2014). Para determinar o índice de circularidade utiliza-se a Equação 3.

$$Ic = \frac{12.57 * A}{P^2}$$

**Equação (3)**

Onde

Ic: índice de circularidade

A: área de drenagem (km<sup>2</sup>)

P: perímetro (km)

### Características do relevo

#### a) Declividade

A declividade é muito importante para a modelagem do escoamento, uma vez que a velocidade do fluxo depende desta variável. Pode ser determinada por vários métodos, mas em geral consiste na razão entre a diferença das altitudes dos pontos extremos em um curso d'água e o comprimento desse curso d'água. Pode ser expressa em % ou m/m (Paiva e Paiva, 2001). A declividade do canal principal pode ser obtida de acordo com a Equação 4.

$$SRp = \frac{AH}{Rp}$$

**Equação (4)**

Onde

SRp: declividade do canal principal

AH: amplitude altimétrica do canal principal

Cr: comprimento

Rp: comprimento do canal principal

#### b) Altitude

A variação de altitude associa-se com a precipitação, evaporação e transpiração, conseqüentemente sobre o deflúvio médio. Grandes variações de altitude numa bacia acarretam diferenças significativas na temperatura média, a qual, por sua vez, causa variações na evapotranspiração. Mais significativas, porém, são as possíveis variações de precipitação anual com a elevação (Teodoro *et al.*, 2007). A altitude foi obtida a partir do banco de dados da Secretaria da Fazenda e Planejamento do Estado do Tocantins.

#### c) Amplitude

Amplitude é a variação entre a altitude máxima e altitude mínima.

### Características da rede de drenagem

#### a) Ordem dos cursos d'água

Esse parâmetro se refere a uma determinação relacionada com o grau de ramificações e/ou bifurcações presentes em uma bacia hidrográfica (Andrade *et al.*, 2008). A junção de dois canais de primeira ordem forma um canal de segunda ordem; quando dois rios de segunda ordem juntam-se, forma-se um rio de terceira ordem e, assim por diante (Nascimento *et al.*, 2013).

#### b) Densidade de Drenagem

Para Carvalho *et al.* (2009), a densidade de drenagem indica a eficiência real da drenagem atuante nas bacias hidrográficas. De acordo com Horton (1945), a densidade explica o comportamento hidrológico e litológico de cada unidade de solo. Nos locais onde a infiltração da água no solo é dificultada, o escoamento superficial é gerado junto com a esculturação do terreno e geração dos rios e córregos, o que aumenta a densidade de drenagem da área. A densidade é determinada segundo a equação 5.

$$Dd = \frac{Cr}{A}$$

**Equação (5)**

Onde

Cr: comprimento da rede de drenagem (km)

A: a área da bacia (km<sup>2</sup>)

Segundo Beltrame (1994), a classificação dos valores numéricos de densidades de drenagem é realizada em 4 classes (menor que 0.5 km/km<sup>2</sup> é considerada baixa; de 0.5 a 2.00 - média; de 2.01 a 3.5 - alta; maior que 3.5 - muito alta).

#### c) Coeficiente de Manutenção

A partir da densidade de drenagem é possível calcular o Coeficiente de manutenção que representa a área necessária que a bacia deve ter para manter perene cada metro de canal de drenagem (Santos *et al.*, 2012). O Coeficiente de manutenção (Cm) é calculado de acordo com a Equação 6.

$$Cm = \frac{1}{Dd}$$

**Equação (6)**

Onde

Dd: densidade de drenagem

Lana (2001) considera o coeficiente de manutenção como um dos valores numéricos mais importantes para a caracterização do sistema de drenagem, limitando sua área mínima requerida para o desenvolvimento de um canal.

#### *d) Extensão do Percurso Superficial*

A extensão do percurso superficial (Eps) é considerada como a distância média que um fluxo hídrico percorre até chegar ao leito do rio (Nunes *et al.*, 2006). O resultado obtido também serve para caracterizar a textura topográfica sendo calculada conforme a equação 7 proposta por Christofletti (1969).

$$Eps = \frac{1}{2Dd}$$

**Equação (7)**

Onde

Dd: densidade de drenagem

Para Pinto, Júnior e Rossete (2005) o valor obtido pelo cálculo da extensão do percurso superficial é similar, quanto à interpretação, ao coeficiente da manutenção. A diferença reside no fato de que no índice de coeficiente de manutenção o resultado é expresso em área mínima necessária para a existência de um canal, enquanto que o índice da extensão do percurso superficial indica o comprimento do caminho percorrido pelas águas pluviais antes de se estabilizarem ao longo de um canal.

### **Resultados e discussão**

A bacia do ribeirão das Pedras é de 3° ordem, indicando ser pouco ramificada, apesar de ser considerada uma bacia grande com uma área de 478 km<sup>2</sup> e perímetro de 112 km. O comprimento do canal principal é de 46 km com uma rede de drenagem total de 75 km. Os resultados da caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras estão apresentados na Tabela 1. A densidade de drenagem é de 0.16 km/km<sup>2</sup> indicando dessa forma que a bacia possui uma baixa capacidade de drenagem, tomando como base a proposição de Villela e Mattos (1975) indicando que a densidade varia de pobre (0.5 km/km<sup>2</sup>) a bem drenada (>3.5 km/km<sup>2</sup>).

Para Oliveira *et al.* (2011), a densidade de drenagem reflete a propriedade de transmissibilidade do terreno e, conseqüentemente, a suscetibilidade a erosão. Nesse sentido, o baixo valor da Dd torna a bacia do ribeirão das Pedras menos suscetível à erosão dos solos.

De acordo com Lavagnoli (2007), os solos da região, são solos bastante permeáveis, muito porosos, com horizontes espessos e pouca diferenciação entre si. Tem como principal limitação a baixa fertilidade natural, devido a acidez, aos altos teores de alumínio livre e às altas altitudes.

Dessa forma, a bacia apresenta em sua composição litológica, rochas de granulometria fina, como as rochas areníticas presentes na área, as quais possuem melhor permeabilidade, apresentando densidade de drenagem baixa, dificultando assim o escoamento superficial.

**Tabela 1.** Parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras.

Parâmetros	Valores e Unidades
Área	478 km <sup>2</sup>
Perímetro	112 km
Comprimento do canal principal	46 km
Comprimento total da rede de drenagem	75 km
Coefficiente de Compacidade	1.43
Fator de Forma	0.085
Índice de Circularidade	0.48
Altitude Máxima	650 m
Altitude Mínima	250 m
Amplitude Altimétrica	400 m
Ordem	3 <sup>a</sup>
Densidade de drenagem	0.16 km/km <sup>2</sup>
Coefficiente de manutenção	6.25 km <sup>2</sup> /km
Extensão do Percurso superficial	3.125 km
Declividade no canal principal	8.69%

Cabe ressaltar que a densidade de drenagem é um importante fator na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia ajudando substancialmente no planejamento do manejo da bacia hidrográfica (Cardoso *et al.*, 2006).

A bacia possui coeficiente de manutenção de 6.25 km<sup>2</sup>/km indicando que são necessários 6.25 km<sup>2</sup> de área para manter por um quilômetro de canal na bacia do ribeirão das Pedras. Para Rodrigues *et al.* (2017), o índice de Coeficiente de Manutenção funciona de forma inversa à Densidade de Drenagem; enquanto que Dd baixa é indicadora de boa capacidade de infiltração da água no solo e de cobertura vegetal, o Cm baixo significa que o canal não consegue manter ativo um km de canal fluvial, assim, quanto mais alto for a classe do Cm melhor capacidade o canal terá de se manter ativo.

A Extensão do Percurso Superficial que indica a distância média percorrida pelas enxurradas antes de encontrar um canal permanente foi de 3.125 km. Este é um importante indicador da distância média percorrida pela água precipitada e permite inferir se a bacia hidrográfica apresenta ou não risco de inundação. Como a água na bacia percorre uma distância considerável até atingir o canal, o risco de inundação é baixo.

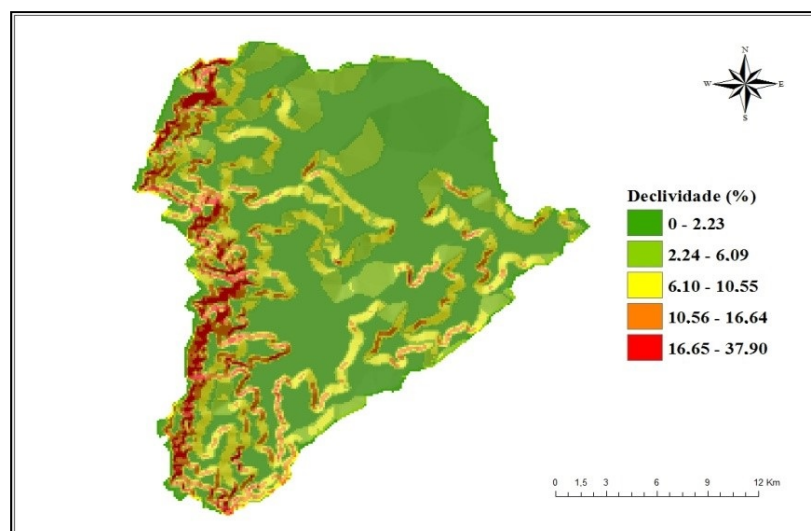


De acordo com Fonseca e Silva (2017), o valor da extensão do percurso superficial apresenta correspondência inversamente proporcional com a densidade de drenagem, ou seja, quanto menor a densidade de drenagem, maior a distância que a água deve percorrer até o leito do rio. Assim, o valor encontrado está corroborando com as informações sobre a densidade de drenagem da bacia de 0.16 km/km<sup>2</sup>.

Analisando imagens de satélite da área da bacia foi possível verificar a ausência de cobertura vegetal nos córregos Cabeceira Verde e Campeira, afluentes da margem esquerda do ribeirão das Pedras. Para Pinto Júnior e Rossete (2005), este fator facilita o impacto das gotas de chuva fazendo com que os agregados se quebrem e crostas sejam formadas na superfície do solo aumentando os efeitos do escoamento superficial e causando processos erosivos.

Trentin e Robaina (2005) afirmam que o estudo da altimetria tem fundamental importância na análise da energia do relevo. Ele indica condições mais propícias à dissecação para áreas de maior altitude, e à acumulação para áreas de menor altitude, fatores observados na bacia em estudo.

O valor encontrado para a amplitude altimétrica foi de 400 metros. Tonello *et al.* (2006) afirmam que uma amplitude altimétrica alta indica que a bacia possui um relevo acidentado influenciando na evapotranspiração, na temperatura e na precipitação e tende a favorecer o escoamento rápido. Segundo Fritz (2000), as curvas de nível existentes nas cartas topográficas permitem a confecção de mapas de declividade, os quais geram importantes subsídios para estudos ambientais, conforme demonstra a Figura 2.



**Figura 2.** Mapa de declividade da área da bacia do ribeirão das Pedras.

De acordo com Embrapa (1979), a classe de declive de 0.0 a 3.0% é classificada como plano; a classe de 3.0 a 8.0% é classificada como suave-ondulado; entre 8.0 e 20.0% é qualificada como sendo ondulado; entre 20.0 e 45.0% é classificada como sendo forte-ondulado; a classe de 45 a 75% é definida como montanhosa e acima de 75% forte montanhoso.

A declividade não apresentou expressiva variação na área, em geral, a bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras apresenta baixa declividade, como pode ser observado na Figura 02, na qual mostra mais de 80% da área da bacia no intervalo entre as declividades de 0% a 16.64%. A maior concentração de altas declividades está localizada na porção oeste da bacia em que a altitude se apresenta mais elevada e evidenciada pela influência da estrutura geológica na área.

O uso e ocupação do solo às margens dos córregos Campeira e Campina Verde podem ser explicadas devido à proximidade com a TO-030 que liga o município de Palmas a Santa Tereza e também as baixas declividades e altitudes facilitando a utilização dessas terras por não apresentarem impedimentos mecânicos. Porém, com a ocupação desordenada nessas áreas acompanhada por práticas inadequadas de conservação do solo, estas áreas apresentam características de vulnerabilidade e risco ambiental.

Os parâmetros que se relacionam com a forma da bacia são descritos como 0.085 de fator de forma (não sujeita a enchentes), 0.48 de índice de circularidade e 1.43 de coeficiente de compacidade (tendência mediana a enchentes). Para Oliveira *et al.* (2011), esses parâmetros morfométricos são os mais utilizados para verificar se uma bacia é suscetível à inundação por influenciar no tempo de concentração da bacia.

De acordo com os valores encontrados, de modo geral, não há favorecimento à concentração de fluxo fluvial que permita que os fluxos dos tributários cheguem a exutória da bacia em tempos diferentes com o início da chuva; e a forma alongada da bacia indica que ela é menos sujeita a enchentes porque há menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão.

Portanto, as informações derivadas dessa análise podem ser utilizadas para as ações de planejamento servindo como ponto de partida para a definição e elaboração de indicadores ambientais.

### Considerações finais

As bacias hidrográficas são adotadas como unidades de caracterização e avaliação dos recursos hídricos por serem áreas de captação natural da água para diversas atividades humanas.

Metodologias como a análise morfométrica de uma bacia hidrográfica ou de uma rede de drenagem estão sendo utilizadas por vários pesquisadores facilitando o entendimento de forma integrada nos processos do ciclo hidrológico que ocorrem numa bacia hidrográfica exercendo influência na infiltração, no deflúvio, na evapotranspiração e nos escoamentos superficiais e subsuperficiais.

De modo geral, os parâmetros morfométricos são muito importantes para a compreensão dos fatores que afetam o comportamento das bacias, pois auxiliam na tomada de decisão e na elaboração dos planos de gestão.

A análise morfométrica realizada na bacia hidrográfica do ribeirão das Pedras mostrou resultados que permitem inferir num preliminar diagnóstico ambiental da área, e que permitem também verificar a suscetibilidade a enchentes e estimar a área mínima necessária para a manutenção de um canal de escoamento permanente. Possibilitam também a compreensão da vulnerabilidade natural à erosão dos terrenos, informações importantes na definição do zoneamento e ordenamento territorial das bacias hidrográficas estudadas.

Neste sentido, após a aplicação de métodos de cálculo e classificação baseada na metodologia proposta por diversos autores, verificou-se que a bacia do ribeirão das Pedras possui uma baixa capacidade de drenagem, é pouco suscetível a erosão, tem baixo risco de inundação, alta amplitude altimétrica, devido à presença de declives na porção oeste e baixo risco de enchentes. A bacia apresentou baixa declividade, exceto na porção oeste, o que torna a área passível de ocupação humana, que vem ocorrendo de modo desordenado, especialmente às margens dos córregos Campeira e Campina Verde. De acordo com alguns parâmetros calculados, dentre eles o fator de forma (sendo seu formato mais alongado), a bacia não é sujeita a enchentes, contudo o índice de circularidade e o coeficiente de compacidade indicam tendência mediana a enchentes.

Com essas informações, este estudo pode contribuir para um melhor planejamento ambiental e tomada de decisão quanto à gestão dos recursos hídricos da bacia do ribeirão das Pedras com um melhor direcionamento das ações de planejamento, servindo como ponto de partida para a definição e elaboração de Indicadores Ambientais.

Como recomendação para futuros trabalhos fica a elaboração de mapas de uso e ocupação da terra e de aptidão agrícola, com informações mais detalhadas da área, nos quais possa ser mostrada a comunidade local como parte de um programa ambiental e geoeconômico.

## Referências

- Andrade, N. L. R., Xavier, F. V., Alves, E. C. R. F., Silveira, A., Oliveira, C. U. R. (2008) Caracterização morfométrica e pluviométrica da bacia do Rio Manso – MT. *Geociências*, **27**(2), 237-248.
- Beltrame, A. V. (1994) *Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação*. Florianópolis: Ed. Da UFSC.
- Brasil (1997) *Lei Federal nº 9.433 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Presidência da República Casa Civil, Brasília – DF, 09 de janeiro de 1997. Acesso em 15 de julho 2019, disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm)
- Cardoso, C. A., Dias, H. C. T., Soares, C. P. B., Martins, S. V. (2006) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, **30**(2), 241-248. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200011>
- Carvalho, W. M. C., Vieira, E. O., Rocha, J. M. J., Pereira, A. K. S., Carmo, T. V. B. (2009) Caracterização Fisiográfica da Bacia Hidrográfica do Córrego do Malheiro, no município de Sabará – MG. *Revista Irriga*, **14**(3), 398-412. <https://doi.org/10.15809/irriga.2009v14n3p398-412>
- Christofoletti, A. (1969) Análise morfométrica de bacias hidrográficas. *Notícia Geomorfológica*, **18**(9), 35-64.
- Christofoletti, A. (1980) *Geomorfologia*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 150 pp.
- Christofoletti, A. (1999) *Modelagem de Sistemas Ambientais*. São Paulo: Edgard Blücher.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999) *Estudo morfológico e morfométrico nas Bacias do Riacho Cabuçu e Riacho dos Negros, Litoral Norte da Bahia*. Boletim de pesquisa e desenvolvimento. Embrapa Solos, Rio de Janeiro – RJ, 49 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999) *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro – RJ.
- Fioreze, A. P., Oliveira, L. F. C., Franco, A. P. B. (2010) Caracterização morfológica da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Bárbara, Goiás. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, **40**(2), 167-173. doi: <https://doi.org/10.5216/pat.v40i2.3931>
- Fritz, P. R. (2000) *Cartografia Básica*. Canoas: LA SALLE, 171 pp.
- Fonseca, E. L., Silva, E. P. (2017) Análise fisiográfica como subsídio ao estudo da suscetibilidade erosiva em bacias hidrográficas. *Acta Geográfica*, Boa Vista, **11**(25), 137-158. doi: <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v11i25.4029>
- Horton, R. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins: hidro-physical approach to quatitative morphology. *Geological Society of American Bulletin*, New York, **56**(3), 275-370. doi: <https://doi.org/10.1130/0016-7606>
- Lana, C. E., Alves, J. M. P., Castro, P. T. A. (2001) Análise Morfométrica da Bacia do Rio do Tanque, MG - Brasil. *REM: Revista Escola de Minas*, Ouro Preto - MG, **54**(2), 121-126. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672001000200008>
- Lavagnoli, S. R. (2007) *Dados da vulnerabilidade da paisagem como subsídio ao ordenamento e monitoramento ambiental da sub-bacia do ribeirão Água Suja – Tocantins*. Dissertação do Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal doTocantins, Palmas, 104f.
- Lima, A. S., Fontes, A. L. (2015) Estudo de parâmetros morfométricos da sub-bacia hidrográfica do rio Jacarecica (SE) *Interespaco*, **01**(3), 203-221. <http://dx.doi.org/10.18766/2446-6549/interespaco.v1n3p203-221>
- Mendes, L. S., Mendes, N. G., Moraes, M. R. B., Durant, P. C., Carvalho, H. P. (2017) Caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica experimental do córrego Fundo. *In Anais: VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, Campo Grande/MS.

- Nascimento, F. I. C., Santos, W. L., Lira, E. M., Arcos, F. O. (2013) Caracterização morfométrica como base para o manejo da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – Acre. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **06**(2), 170-183.
- Nunes, F. G., Ribeiro, N. C., Fiori, A. P. (2006) Propriedades morfométricas e aspectos físicos da bacia hidrográfica do rio Atuba:Curitiba-Paraná. In *Anais: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia / Regional Conference on Geomorphology*. Goiânia/GO.
- Oliveira, E. D., Oliveira, E. D.; Crestani, A. (2011) Caracterização fisiográfica da bacia de drenagem do córrego Jandaia, Jandaia do Sul/PR. *Acta Geográfica*, Boa Vista, **5**(10), 169-183. <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v5i10.427>
- Paiva, J. B. D. De., Paiva, E. M. C. D. (2001) Hidrologia aplicada á gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: *ABRH*, 625 pp.
- Pinto, N. L. S., Holtz, A. C. T., Martins, J. A. (1976) *Hidrologia Básica*. São Paulo: Edgard Blücher.
- Pinto Junior, O. B., Rossete, A. N. (2005) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do ribeirão Cachoeira, MT-Brasil. *Geoambiente*, Jataí, (4), 01-16. [https://doi.org/10.5216/rev\\_geoambie.v0i4.25872](https://doi.org/10.5216/rev_geoambie.v0i4.25872)
- Rodrigues, T. O., Lisboa, G. S., Silva, Q. D. (2017) Morfometria das unidades de drenagem do médio curso do rio Anil, Ilha do Maranhão. In *Anais: XVII Simpósio Brasileiro de geografia Física Aplicada; I Congresso Nacional de Geografia Física*. Instituto de Geociências – Unicamp, Campinas/SP.
- Santos, A. M., Targa, M. S., Batista, G. T., Dias, N.W. (2012) Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, **7**(3), 195-211. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.945>.
- Santos, V. S., Menezes, D. J., Robaina, L. E. S., Trentin, R. (2016) Uso dos parâmetros morfométricos na bacia hidrográfica do rio Jaguari/RS em estudos geoambientais. In *Anais: XI SINAGEO*.
- Smith, K. G. (1950) Standards for grading texture of erosional topography. *American Journal Science*, New Haven, **248**, 655-68.
- Sobrinho, T. A., Oliveira, P. T. S., Rodrigues, D. B. B., Ayres, F. M. (2010) Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, **30**(1), 46-57. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000100005>
- SRTM, Shuttle Radar Topography Mission, Embrapa Monitoramento (2019) Acesso em: 27 jun. 2019, disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/to/to.htm>.
- Teodoro, V. L. I., Teixeira, D., Costa, D. J. L., Fuller, B. B. (2007) O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Iníara*, (20), 137-156.
- Tonello, K. C. (2005) *Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas*, Guanhões, MG. 69p. Tese (Doutorado em Ciências Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Tonello, K. C., Dias, H. C. T., Souza, A.L., Alvares, C.A., Ribeiro, S., Leite, F.P. (2006) Morfometria da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões – MG. *Revista Árvore*, **30**(5), 849-857.
- Trentin, R. (2011) *Mapeamento geomorfológico e caracterização geoambiental da bacia hidrográfica do rio Itu-Oeste do Rio Grande do Sul - Brasil*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geografia. UFPR, Curitiba. 216f.
- Trentin, R., Robaina, L.E. de S. (2005) Metodologia para mapeamento geoambiental no Oeste do Rio Grande do Sul. In: *Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*, 11, 2005, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Ed. da USP, 3606-3615.
- Villela, S. M., Mattos, A. (1975) *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil.
- Wisler, C. O., Brater, E. F. (1964) *Hidrologia*. Tradução e publicação de Missão Norte-Americana pela Cooperação Econômica e Técnica no Brasil. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico S.A. 484 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DO ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES VEGETAIS LEGUMINOSAS EM SUBSTRATO DEGRADADO DE UM ATERRO SANITÁRIO

\* Allan de Freitas Magalhães<sup>1</sup>  
Sofia Regina Lopes<sup>2</sup>  
João Carlos Costa Guimarães<sup>3</sup>  
Gustavo Ferreira Simões<sup>4</sup>

### ASSESSMENT OF LEGUMINOUS PLANT SPECIES ESTABLISHMENT IN DEGRADED SUBSTRATE OF A LANDFILL

Recibido el 4 de octubre de 2019; Aceptado el 30 de abril de 2020

#### Abstract

The study of particularities of plant species in degraded substrate of landfills can improve the development of methods to evaluate the success of environmental remediation of final covers of landfills, especially in the case of plants establishment through the root system. The study assessed the performance of *Cajanus cajan* (*C. cajan*), *Crotalaria breffiflora* (*C. breffiflora*), *Crotalaria juncea* (*C. juncea*) and *Crotalaria ochroleuca* (*C. ochroleuca*) in a degraded substrate of a landfill. The experiment was conducted at Belo Horizonte Landfill, MG, Brazil. After 30 days the density of plants was measured, and individual size of aerial part (length and wet/dry biomass) and root (dry/wet biomass and root density) were determined after 12 months. The moisture content and soil density of plots were determined and monitored monthly. *C. cajan*, *C. ochroleuca* and *C. juncea* obtained uniformity and early growth after 60 days. *C. juncea*, *C. ochroleuca* and *C. breffiflora* reached all phenological stages until the fifth month. *C. ochroleuca* and *C. juncea* presented higher shoot length (193.17 cm and 177.56 cm). The higher dry matter accumulated was obtained in *C. cajan*, 14.35 g.ind<sup>-1</sup>, in shoots, and 38.18 g.dm<sup>-3</sup>, in roots. *C. cajan* and *C. breffiflora* obtained the highest values of plant density, 81 and 61 ind.m<sup>-2</sup>. Concerning the establishment of the species, the best performance was obtained with *C. breffiflora*, which accumulated 30.70 g.dm<sup>-3</sup> of root biomass in 1.2 g.cm<sup>-3</sup> soil density, and *C. juncea*, with the second largest biomass production in shoots, 64 g.ind<sup>-1</sup>, with just 11% soil moisture.

**Keywords:** landfill, final cover, environmental remediation, plant-soil relationship, degraded area.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG, Brasil.

<sup>2</sup> Superintendência de Limpeza Urbana-SLU, Belo Horizonte-MG, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de São João Del-Rei (UFSJ), Sete Lagoas - MG, Brasil.

<sup>4</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte-MG, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte - MG, Brasil. Email: [allanfmbh@gmail.com](mailto:allanfmbh@gmail.com)

## Resumo

O estudo das particularidades de espécies vegetais em substrato degradado de aterro sanitário pode subsidiar o desenvolvimento de métodos que avaliem o sucesso da remediação ambiental da cobertura final, sobretudo em se tratando de avaliação do estabelecimento de plantas via sistema radicular. O trabalho avaliou o comportamento de *Cajanus cajan* (*C. cajan*), *Crotalaria breffiflora* (*C. breffiflora*), *Crotalaria juncea* (*C. juncea*) e *Crotalaria ochroleuca* (*C. ochroleuca*) em substrato degradado de aterro sanitário. O experimento foi desenvolvido no Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG, Brasil. Após 30 dias avaliou-se a densidade de plantas e após 12 meses o porte individual da parte aérea (comprimento e fitomassa seca/úmida) e da raiz (fitomassa seca/úmida e densidade radicular). A umidade e a densidade do solo foram monitoradas mensalmente. *C. cajan*, *C. ochroleuca* e *C. juncea* obtiveram uniformidade e crescimento inicial em 60 dias. *C. juncea*, *C. ochroleuca* e *C. breffiflora* atingiram todos os estágios fenológicos até o quinto mês. *C. ochroleuca* e *C. juncea* obtiveram maior comprimento de parte aérea (193.17cm e 177.56cm). A maior fitomassa seca acumulada foi obtida em *C. cajan*, 14.35g.ind<sup>-1</sup> na parte aérea e 38.18g.dm<sup>-3</sup> na raiz. *C. cajan* e *C. breffiflora* obtiveram os maiores valores de densidade de plantas (81 e 61 ind.m<sup>-2</sup>). Em caráter adaptativo, o melhor desempenho foi obtido com a espécie *C. breffiflora* que acumulou 30.70g.dm<sup>-3</sup> de fitomassa na raiz, com densidade do solo 1.2g.cm<sup>-3</sup>, e *C. juncea*, que obteve a segunda maior produção de fitomassa na parte aérea, 64 g.ind<sup>-1</sup> em somente 11% de umidade do solo.

**Palavras chave:** aterro sanitário, camada de cobertura final, remediação ambiental, relação solo-plantas, área degradada.

## Introdução

As práticas de manejo e conservação, como o emprego de plantas de cobertura são relevantes para a manutenção ou melhoria das características químicas, físicas e biológicas de substratos degradados (Lehnhoff e Menalled, 2013), favorecendo a estabilização do ambiente e a sucessão vegetal ao longo do processo de restauração (Teodoro *et al.*, 2011). Independentemente da finalidade, as ações recuperadoras pressupõem medidas de proteção do solo, dentre as quais a formação de uma vegetação de cobertura tem sido imprescindível. Nesse aspecto, a grande dificuldade consiste no fato de que a degradação traz como consequência condições desfavoráveis ao crescimento de plantas. Idealmente, busca-se o uso de plantas com baixa demanda de insumos externos e espécies capazes de criar condições favoráveis aos mecanismos de regeneração natural da área (Pen-Mouratov *et al.*, 2014; Bert *et al.*, 2012).

As espécies vegetais leguminosas são reconhecidas como eficientes restauradoras da fertilidade dos solos, promovendo a produção de grande quantidade de massa verde e de grande exploração em área pelo sistema radicular. O uso da cobertura vegetal como medida mitigadora dos impactos ambientais nas camadas de cobertura final de aterros sanitários pode ser uma opção coerente, prática e econômica, embora possa apresentar dificuldades de adaptação em função das características físicas e químicas do substrato (Hauser, 2009; Saarela, 2003), de tal modo que, são poucos os relatos existentes sobre o crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais nestes substratos (Athyet *al.*, 2006; Robinson e Handel, 1995). Sendo assim, é importante e necessário conhecer espécies vegetais que possam ser inicialmente incluídas em determinado

sistema de uso em ambientes hostis, como os aterros sanitários (Shah *et al.*, 2017). Neste sentido, conhecer as características comportamentais de plantas em camadas de cobertura final de aterros sanitários pode subsidiar a sua remediação. Assim, o presente trabalho objetivou avaliar o efeito de substrato degradado no estabelecimento e adaptação de espécies vegetais leguminosas no intuito de agregar maiores informações sobre a remediação ambiental da cobertura final de aterros sanitários.

## Metodologia

A área experimental foi desenvolvida no Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG, Brasil. De acordo com a classificação de Köppen, o tipo climático é Cwb (mesotérmico úmido com estação chuvosa de verão brando). A temperatura média anual é em torno de 21.5°C, a temperatura máxima é de 32,3°C e a mínima de 10°C. Os dados anuais pluviométricos médios são de aproximadamente 1.600 mm (Dubreuil *et al.*, 2018).

A composição da camada de cobertura final do aterro consiste de solo e resíduos de construção e demolição, cujas características físico-químicas foram obtidas por Magalhães (2005) e são apresentadas na Tabela 1. Esse substrato também pode ser chamado de *topsoil* (Koerner e Daniel, 1997).

**Tabela 1.** Características físico-químicas do substrato degradado e solo original da camada de cobertura final do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG (Magalhães, 2005).

Característica**	Elemento químico	Unidade de medida	Substrato degradado	Solo original
Elementos minerais (n. 36)	MO	%	1.31	*
	H		0.6	0.7
	Al		*	0.2
	Ca	Eq. Mg . 100 cc <sup>-1</sup>	8.7	1.4
	Mg		0.6	0.4
	P		11.0	2.0
	K	%	>100.0	37.0
	Zn	mg . dm <sup>-3</sup>	12.1	0.3
	Co		*	*
	Fe		106.6	11.9
	Cu	%	2.5	0.1
	Mn		61.1	0.9
	Na	Cmol.carga . dm <sup>-3</sup>	0.22	0.01
Granulometria (n. 33)	Areia grossa		23.0	11.0
	Areia fina		27.0	42.0
	Silte	%	40.0	41.0
	Argila		10.0	6.0

\*Quantidade não-detectável;n. -número total de amostras.



Na construção da camada de cobertura, os materiais foram dispostos em camadas sobrepostas (20-30cm), não sendo realizada a sua mistura. Posteriormente foi realizada a compactação do material para diminuir a porosidade e, conseqüentemente, reduzir a perda de material por erosão hídrica, a infiltração de água e o escape de gases, funções primordiais de uma camada de cobertura final de um aterro sanitário. Para avaliar o desempenho de plantas neste substrato foram selecionadas as seguintes espécies: *Crotalaria juncea* (*C. juncea*), *Crotalaria breiflora* (*C. breiflora*), *Crotalaria ochroleuca* (*C. ochroleuca*) e *Cajanus cajan* (*C. cajan*).

Foram implantadas, em cada talude, três parcelas de 70m<sup>2</sup> cada, totalizando 12 parcelas, em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC). Posteriormente, sementes das quatro espécies vegetais foram inseridas, conforme recomendação de Pereira (2006). Foi utilizada biomanta no intuito de evitar a perda de propágulos e optou-se pela não correção química dos substratos para avaliar a integridade do efeito do ambiente sobre as plantas.

Para a avaliação inicial das espécies vegetais leguminosas foram lançadas aleatoriamente quatro repetições de área conhecida (0.25m<sup>2</sup>), totalizando 48 unidades amostrais para cada espécie vegetal. A determinação das repetições consistiu em caminhamento no interior das parcelas implantadas e posterior lançamento, sem nenhum critério de escolha, da posição do quadrante na superfície em questão. Nestas unidades amostrais foi avaliada a densidade de plantas, após 30 dias.

Para estimativas de uniformidade de crescimento das espécies vegetais foi avaliada tomando-se a metragem da parte área de todos os indivíduos nos limites do quadrante, sendo no mínimo quatro repetições para cada espécie. Após 12 meses avaliou-se o porte da parte área das espécies: comprimento (cm) da parte aérea, fitomassa seca e úmida da raiz e da parte aérea (g.ind<sup>-1</sup>) e densidade radicular (g.dm<sup>-3</sup> solo), sendo estes parâmetros determinado em cada indivíduo. A umidade e a densidade do solo foram determinadas e monitoradas mensalmente durante 12 meses, conforme Embrapa (1997). Os resultados de desempenho das espécies estudadas foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) e para efeito de comparação aplicou-se o Teste F. Os dados utilizados foram considerados normais e, portanto, não houve necessidade de transformação.

### Resultados e discussão

*C. cajan* e *C. breiflora* obtiveram inicialmente os maiores valores de densidade de plantas por área (81 e 61 ind.m<sup>-2</sup>), comparado à *C. ochroleuca* (56 ind.m<sup>-2</sup>) e *C. juncea* (39 ind.m<sup>-2</sup>) (Tabela 2). Para solos compactados, um dos mecanismos eficaz de avaliar o desempenho de plantas para cobertura é a rapidez da germinação, comportamento notadamente observado em *C. breiflora*, e a densidade radicular no solo (Calonego et al, 2011), este último o destaque confirmado para a espécie *C. cajan* (Jimenez et al. 2008).

**Tabela 2.** Desempenho de espécies vegetais em substrato degradado após 12 meses de monitoramento (CP-comprimento parte aérea e FS-fitomassa Seca).

Espécie	Caracteres morfológicos				
	Parte aérea	Parte raiz			Densidade**
	CP (cm)	FS (g.ind <sup>-1</sup> )	FS (g.ind <sup>-1</sup> )	FS (g.dm <sup>-3</sup> solo)	(ind.m <sup>-2</sup> )
<i>C. cajan</i>	135.44(±29.41)b*	28.43(±14.18)b	14.35(±7.28)a	38.18 (±15.79)a	81.00(±27.00)a
<i>C. juncea</i>	177.56(±29.84)a	26.46(±13.16)b	7.28(±3.57)b	21.71(±7.10)b	39.00(±10.00)b
<i>C. ochroleuca</i>	193.17(±31.24)a	47.18(±16.16)a	6.21(±2.38)b	20.15(±6.73)b	56.00(±16.00)a
<i>C. breiflora</i>	35.19(±8.79)c	3.81(±1.88)c	2.29(±0.89)c	5.74(±2.05)c	61.00(±18.00)a

\*valor médio (±Sd); \*Valores médios seguidos de mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste F (p-value<0.05);

\*\* Densidade de planta 30 dias pós-implantação.

As espécies vegetais analisadas *C. cajan*, *C. ochroleuca* e *C. juncea* apresentaram uniformidade de crescimento inicial (60 dias), e *C. breiflora* apresentou desuniformidade de crescimento, com estabelecimento somente após 80 dias. Segundo Accioly (2001), estas características comportamentais são referentes ao estabelecimento de espécies vegetais estudadas em substratos degradados, e merecem destaque a rapidez de germinação, o hábito, a capacidade de crescimento e desenvolvimento da planta.

*C. juncea*, *C. ochroleuca* e *C. breiflora* atingiram todos os estágios fenológicos até o quinto mês. Após cinco meses *C. cajan* apresentou crescimento regular, atingindo valor médio de 80 cm de comprimento na parte aérea. Somente *C. breiflora* emitiu flores e frutos após seis meses. Garcia (2002) utilizando leguminosas subarbusculares em substratos degradados conseguiu, após cinco meses, completar este ciclo de vida, independente das condições do ambiente.

*C. ochroleuca* e *C. juncea* apresentaram os maiores valores no comprimento de parte aérea, com 193.17cm e 177.56cm, respectivamente. *C. cajan* obteve valores médios de 135.44cm e *C. breiflora* foi a espécie que apresentou o menor crescimento de parte aérea, com 35.19cm (Tabela 2). *C.ochroleuca* acumulou o maior valor em fitomassa seca, 47.18g.ind<sup>-1</sup>, comparado à *C. juncea* e *C. cajan*.

A produção de raízes de 0 a 15 cm de profundidade no substrato em campo está dentre os melhores métodos para avaliação da sua densidade, e o sucesso no estabelecimento das plantas está relacionado à quantidade de raiz emitida ao longo do tempo (Robinson e Hendel, 1995). O maior valor de fitomassa seca acumulada na raiz, após 12 meses, foi obtido em *C. cajan*, tanto na fitomassa acumulada individual (14.35g.ind<sup>-1</sup>) como na densidade (38.18g.dm<sup>-3</sup>solo). *C. juncea* e *C. ochroleuca* obtiveram valores intermediários de fitomassa individual na raiz (7.28 e 3.57g.ind<sup>-1</sup>) (Tabela 2). A produção de biomassa vegetal é uma característica reconhecida das leguminosas utilizadas como adubo verde, entretanto, existe uma grande variação nessa produção, conforme a adversidade das condições do ambiente (Corrêa e Bento, 2010).

Todas as espécies estudadas formaram uma camada de cobertura vegetal capaz de recobrir a superfície do talude (Figura 1a). Algumas espécies como *C. cajan* e *C. brefflora* apresentaram um sistema radicular superficial, ficando restrito aos primeiros 15cm de profundidade (Figura 1b). *C. juncea* apresentou ramificação superficial e espessa, o que foi o suficiente para se fixar ao substrato, mesmo com o desvio de crescimento da raiz pivotante (Figura 1c).

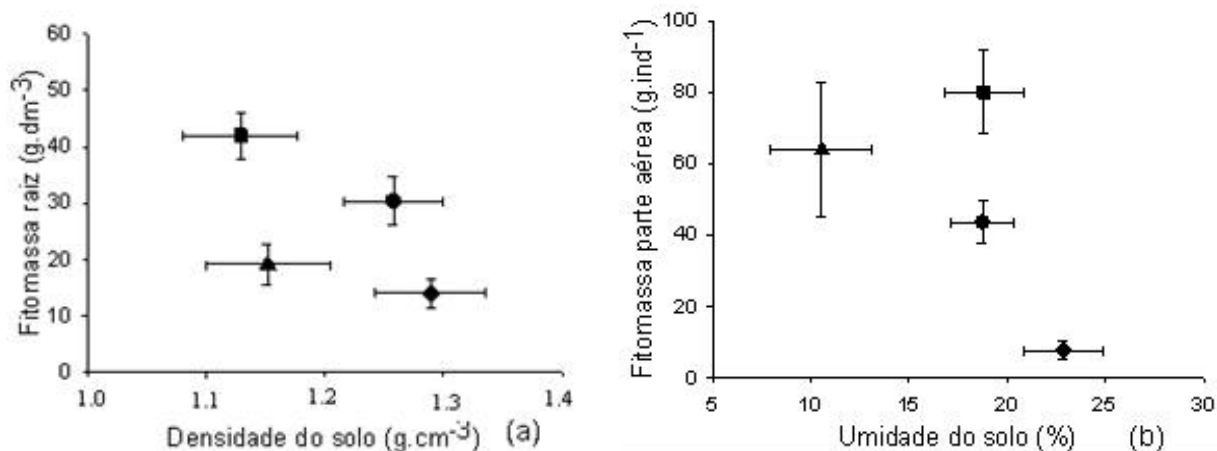


**Figura 1.** Aspecto geral de espécies vegetais leguminosas na cobertura final do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG: Cobertura vegetal de *C. cajan* na camada superficial do aterro sanitário (a); enraizamento de *C. ochroleuca* em camada superficial compacta (b) e sistema radicular de *C. juncea* com desvio de raiz pivotante (c).

Espécies vegetais como *C. cajan* tem capacidade de adaptar a ampla faixa de precipitação, ser resistente à seca e desenvolver melhor em temperatura mais elevada (Pereira, 2006; Rayol e Alvino-Rayol, 2012). Normalmente, a produção de matéria seca de *C. cajan* pode alcançar quatro vezes o valor da matéria seca apresentada pela espécie similar *Vigna unguiculata* em mesmo ambiente (Alvarenga *et al.*, 1995). Essa diferença pode estar associada às condições locais de favorecimento e ao ciclo da planta, onde espécies com ciclo mais longo têm a tendência a produzir maior quantidade de biomassa (Alvarenga *et al.*, 1995). *C. cajan* pode ainda exibir estratégia adaptativa de enraizamento a maiores profundidades e possibilitara ciclagem de nutrientes nessas camadas (Beltrame e Rodrigues, 2008).

A variação no crescimento de raízes das espécies estudadas pode ser atribuída às particularidades morfológicas de cada espécie, somado à restrição de crescimento imposto pelas propriedades físicas (Jimenez *et al.*, 2008) e químicas (Bert *et al.*, 2012) do substrato.

A densidade de substratos degradados de aterros sanitários é uma propriedade física eficaz em definir o sucesso de espécies vegetais, pois limita severamente o seu estabelecimento inicial (Calonego *et al.*, 2011). Neste sentido, as espécies vegetais estudadas apresentaram comportamento distinto no sistema radicular. *C. breiflora*, nos substratos de maior densidade (superiores à  $1.25\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), produziu o menor volume de fitomassa das raízes ( $14\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), seguido de *C. ochroleuca*, em densidade de solo  $1.21\text{-}1.29\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$  (Figura 2a). Este efeito da densidade sobre o sistema radicular também foi observado com Jimenez *et al.* (2008) cultivando milho em substrato degradado. *C. cajan* acumulou a maior fitomassa nas raízes,  $42\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ , em densidade de solo  $1.12\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . *C. juncea* apresentou uma baixa produção de raízes, pois, mesmo nas condições propícia de substrato ( $1.15\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) a espécie foi sensível à ramificação, cada indivíduo produziu  $20\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  de fitomassa radicular.



**Figura 2.** Comportamento de espécies vegetais em substrato degradado de aterro sanitário: fitomassa da raiz em função da densidade do solo (a) e fitomassa da parte aérea em função da umidade do solo (b).

(●) *C. ochroleuca*, (▲) *C. juncea*, (■) *C. cajan* e (◆) *C. breiflora*.

Segundo Zonta *et al.* (2006) a redução nas raízes não necessariamente pode ser considerada uma diminuição do crescimento radicular, e sim uma alteração na distribuição espacial das raízes, já que em condições de limitação do crescimento em profundidade, pode ocorrer intensa proliferação de eixos laterais finos, que possivelmente contribuem para o aumento significativo da superfície específica radicular. E segundo Blainski *et al.* (2008) substratos de camadas compactadas podem apresentar pouca quantidade de raízes no seu interior e baixa atividade

biológica. O resultado dessas alterações no solo é que as raízes sofrem modificações morfológicas e fisiológicas, por vezes específicas a cada espécie (Calonego *et al.*, 2011).

No caráter adaptativo às propriedades físicas do solo, a espécie *C. breiflora* apresentou menor sensibilidade no sistema radicular, ou seja, mesmo nos valores de densidade do substrato acima de  $1.2 \text{ g.cm}^{-3}$  a espécie acumulou  $30.70 \text{ g.dm}^{-3}$  de fitomassa nas raízes. Segundo Godefroy (1988) estudando comportamento de espécies vegetais de pequeno porte, observou que *Crotalaria retusa* e *Crotalaria anagyroides* obtiveram menor capacidade de enraizamento em substrato compactado (Figura 2a).

Em relação ao efeito da umidade inicial do solo sobre a parte aérea de plantas, *C. cajan* foi a espécie que acumulou maior fitomassa na parte aérea,  $85 \text{ g.ind}^{-1}$ , com 18% de umidade. Enquanto *C. breiflora*, mesmo nos maiores teores de umidade do solo (superiores à 20%), a produção de fitomassa foi inferior à  $20 \text{ g.ind}^{-1}$  (Figura 2b).

Nos solos de menor umidade (11%), a espécie *C. juncea* obteve a segunda maior produção de fitomassa na parte aérea, aproximadamente  $64 \text{ g.ind}^{-1}$ . A capacidade de plantas crescerem em superfícies de substratos degradados tem sido confirmada por alguns pesquisadores (Chen e Weil, 2010; Alvarenga, 1993; Robinson *et al.*, 1992), os quais afirmam que o estabelecimento de algumas espécies vegetais podem recompor estruturas físicas das camadas mais profundas, ou seja, acima de 20 cm de profundidade (Bonini e Alves, 2011), notadamente condições que favoreçam a sucessão vegetal (Bonini e Alves, 2011).

## Conclusão

*C. cajan* e *C. juncea* são espécies vegetais leguminosas capazes de se estabelecer em substratos degradados de aterros sanitários, sendo maiores destaques em uniformidade de crescimento e estabelecimento inicial. Além disso, o maior ganho em biomassa para a fixação radicular nas primeiras camadas compactas foi obtido pela espécie *C. cajan*. *C. ochroleuca* apresentou maior acúmulo de fitomassa na parte aérea, por consequência foi a espécie vegetal de maior ganho em recobrimento superficial, portanto sobrepondo aspectos adaptativos nas camadas mais compactas, enquanto a espécie *C. juncea* se sobrepôs às demais nas camadas mais secas do aterro sanitário.

A avaliação do comportamento de plantas em substratos degradados de aterros sanitários sugere que o estudo da particularidade de espécies vegetais pode subsidiar o desenvolvimento de métodos mais avançados que avalie o sucesso da remediação ambiental da cobertura final, sobretudo em se tratando de viabilizar o estabelecimento de plantas via sistema radicular.

## Agradecimentos

*Os autores expressam seus agradecimentos à DEFLOR Bioengenharia pelo suporte financeiro, à Superintendência Municipal de Limpeza Urbana de Belo Horizonte pelo apoio estrutural na condução dos experimentos, à CAPES - Coordenação para o Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, à FAPEMIG - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais e ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo contínuo apoio financeiro.*

## Referências bibliográficas

- Accioly, A. M. A. (2001) *Amenizantes e estratégias para o estabelecimento de vegetação em solos de áreas contaminadas por metais pesados*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo, Departamento de Ciências do Solo, Universidade Federal de Lavras, 186 pp.
- Alvarenga, R. C., Costa, L. M., Moura Filho, W., Regazzi, A. J.(1995) Características de alguns adubos verdes de interesse para a conservação e recuperação de solos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **30**(2), 175-185.
- Athy, E. R., Keiffer, C. H., Stevens, M.H. (2006) Effects of Mulch on Seedlings and Soil on a Closed Landfill. *Restoration Ecology*,**14**(2), 233-241.
- Beltrame, T. P., Rodrigues, E. (2008) Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (Cajanuscajan (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. *Scientia Florestalis*,**36**(80), 317-327.
- Bert, V., Lors, C., Ponge, J., Caron, L., Biaz, A., Dazy, M., Msfaraud, J. (2012) Metal immobilization and soil amendment efficiency at a contaminated sediment landfill site: A field study focusing on plants, springtails, and bacteria. *Environmental Pollution*,**169**, 1-11.
- Blainski, E., Tormena, C. A., Fidalski, J., Guimarães, R. M. L.(2008) Quantificação da degradação física do solo por meio da curvatura de resistência do solo à penetração. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*,**32**, 975-983.
- Bonini, C. S. B., Alves, M. C.(2011) Estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho degradado em recuperação com adubos verdes, calcário e gesso. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*,**35**, 1263-1270.
- Calonego, J. C., Gomes, T. C., Santos, C. H., Tiritan, C. S. (2011) Desenvolvimento de plantas de cobertura em solo compactado. *Bioscience Journal***27** (2), 289-296.
- Chen, G., Weil, R. R. (2010) Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant Soil*,**331**, 31-43.
- Corrêa, R. S., Bento, M. A. B. (2010) Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **34**, 1435-1443.
- Dubreuil, V., Fante, K. P., Planchon, O., Sant'anna Neto, J. L. (2018) Os tipos de climas anuais no Brasil : uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. *Confins [on line]*, **37**. doi: <https://doi.org/10.4000/confins.15738>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2 ed, 212 pp.
- Garcia, L. F. (2002) Introdução e avaliação de leguminosas para adubação verde em solos arenosos de tabuleiros costeiros do Piauí. *Revista Faculdade de Agronomia*,**28**,93-103.
- Godefroy, J. (1988) Observations de l'enracinement du stylosanthes, de la crotalaire et Du flemingia dan sun sol volcanique du Cameroun. *Fruits*, **43**,79-86.
- Hauser, V. L. (2009) *Evapotranspiration covers for landfills and waste sites*. New York, 203 pp.
- Jimenez, R. L., Gonçalves, W. G., Araújo-Filho, J. V., Assis, R. L., Pires, F. R., Silva, G. P. (2008) Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*,**12**(2), 116-121.
- Koerner, R. M., Daniel, D. E. (1997) *Final covers for solid waste landfill sand abandoned dumps*. 1. ed. Virginia: Asce press. 256 pp.
- Lenhoff, E. A., Menalled, F.D. (2013) Impacts of Tamarix-mediated soil changes on restoration plant growth. *Applied Vegetation Science*, **16**, 438-447.

- Magalhaes, A. F. (2005) *Avaliação do desempenho de técnicas de bioengenharia na proteção e conservação da cobertura final de taludes em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso para o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 169 pp.
- Pen-Mouratov, S., Shukurov, N., Yu, J., Rakhmonkulova., S., Kodirov, O., Barness, G., Kersten, M., Steinberger, Y. (2014) Successive development of soil ecosystems at abandoned coal-ashlandfills. *Ecotoxicology*, **23**(5), 880-897.
- Pereira, A. R. (2006) *Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão*. Belo Horizonte, MG, Ed. Fapi, 88 pp.
- Rayol, B. P., Alvino-Rayol, F. O. (2012) Uso de feijão guandú (*Cajanuscajan* (L.) Millsp.) para adubação verde e manejo agroecológico de plantas espontâneas em reflorestamento no estado do Pará. *Revista Brasileira de Agroecologia*, **7** (2), 104-110.
- Robinson, G. R., Handel, S.N. (1995) Woody plant roots fail to penetrate a clay-lined landfill: Management implications. *Environmental management*, **19** (1), 57-64.
- Robinson, G. R., Handel, S.N., Schmalhofer, V.R. (1992) Survival, reproduction, and recruitment of woody plants after 14 years on a reforested landfill. *Environmental management*, **16** (2), 265-271.
- Rodrigues, F. C. M. P. (1988) Manual de análise de sementes florestais. 1. ed. Campinas: Fundação Cargill, 100 pp.
- Saarela, J. (2003) Pilot investigations of surface parts of three closed landfills and factors affecting them. *Environmental Monitoring and Assessment*, **84**, 183-192.
- Shah, B. D., Mehta, M. J., Khapre, A. (2017) Phyto cover for sanitary landfill sites: a brief review. *Journal of Engineering Research and Application*, **7**(3), 65-70.
- Teodoro, R. B., Oliveira, F. L., Silva, D. M. N., Fávero, C., Lima, M.A.Q. (2002) Aspectos agronômicos de leguminosas para adubação verde no Cerrado do Alto Vale do Jequitinhonha. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, **35**, 635-643.
- Zonta, E., Brasil, F., Goi, S. R., Rosa, M. M. T. (2006) *O sistema radicular e suas interações com o ambiente edáfico*. In: Fernandes, M. S. (Ed.). Nutrição mineral de plantas. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 7-52.



# REVISTA AIDIS

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

## VIABILIDADE EM PROJETOS DE MELHORIAS AMBIENTAIS EM UMA REDE DE POSTOS DE COMBUSTÍVEIS

Robson Tadeu Bolson<sup>1</sup>  
\* Juliano Rodrigues Gimenez<sup>1</sup>

## FEASIBILITY ANALYSIS OF PROPOSALS FOR ENVIRONMENTAL IMPROVEMENTS IN A NETWORK OF GAS STATIONS

Recibido el 6 de octubre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

*The consumption of fossil fuels, electric power and drinking water, has increased considerably in recent years, followed by an increase in the number of fuel trade facilities in large and small cities in Brazil. This kind of commercial activity is potentially hazardous to the environment due to the amount of hazardous substances stored and marketed in these locations. In this work, the proposals of environmental improvements was analyzed with the focus on promoting the sustainability of these projects and contributing to the reduction of the environmental impacts of these activities, involving the management of solid waste, use of rainwater and photovoltaic energy. It was verified that the implementation of all improvements would result in an increase in the cost of installing a fuel station by around 13%, but with a return on investment of around 4 years and several intangible benefits for the enterprise and for the environment.*

**Keywords:** *environmental feasibility analysis, environmental projects, sustainability at gas stations.*

<sup>1</sup> Área do conhecimento de Ciências Exatas e Engenharias, Universidade de Caxias do Sul, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto de Saneamento Ambiental, Universidade de Caxias do Sul, Brasil.

\* Autor correspondente: Instituto de Saneamento Ambiental, Universidade de Caxias do Sul, Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130, Caxias do Sul, RS. CEP: 95070-560. Brasil. Email: [juliano.gimenez@ucs.br](mailto:juliano.gimenez@ucs.br)



## Resumo

O consumo de combustíveis fósseis, energia elétrica e de água potável teve um considerável incremento nos últimos anos, seguido, conseqüentemente, pelo aumento dos empreendimentos que tem como atividade o comércio de combustíveis nas grandes e pequenas cidades do Brasil. Esta atividade é potencialmente perigosa para o meio ambiente devido à quantidade de substâncias perigosas armazenadas e comercializadas. Nesse trabalho foram analisadas as implantações de melhorias ambientais com o foco em promover a sustentabilidade desses empreendimentos e contribuir para a redução dos impactos dessas atividades, envolvendo o gerenciamento dos resíduos sólidos, aproveitamento de água pluvial e energia fotovoltaica. Verificou-se que a implantação de todas as melhorias pode resultar em um incremento no custo de implantação de um posto de combustível em cerca de 13%, porém com um tempo de retorno do investimento de cerca de 4 anos e diversos benefícios intangíveis para o empreendimento e para o meio ambiente.

**Palavras chave:** análise de viabilidade ambiental, projetos ambientais, sustentabilidade em postos de combustíveis.

---

## Introdução

O consumo de combustíveis fósseis teve um considerável incremento nos últimos anos, alavancado, em grande parte, pelo aumento das vendas de veículos automotores e o crescimento na atividade econômica no País. Segundo dados divulgados no Anuário Estatístico da Agência Nacional de Petróleo (ANP, 2016), no período de 2006 a 2014 houve um incremento na venda de derivados de petróleo de cerca de 55%, passando de 84,486 m<sup>3</sup>/ano para 131,589 m<sup>3</sup>/ano. Este crescimento das vendas de derivados de petróleo reflete no aumento de empreendimentos que tem como atividade o comércio de combustíveis nas grandes e pequenas cidades do País. Segundo a ANP (2016), em 2015 havia mais de 40000 postos de combustíveis em operação no Brasil, sendo que 3175 estavam localizados no Estado do Rio Grande do Sul.

O consumo de energia elétrica e água potável também apresentaram aumento nos últimos anos. Segundo a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2016), o consumo de energia elétrica no setor comercial no período de 2011 a 2014 subiu cerca de 22 %, saindo de 73,482 GWh e atingindo 9,089 GWh no ano de 2014. Já a demanda por água potável deverá aumentar 11% até 2025, segundo projeções realizadas pela Agência Nacional das Águas (ANA, 2010).

A atividade de comércio de combustíveis realizadas em postos de abastecimento é classificada como potencialmente ou parcialmente poluidor e gerador de acidente ambientais (CONAMA, 2000). Segundo o documento Fiscalização do Abastecimento em Notícias elaborado pela ANP, em 2015 foram realizados 572 autos de infração somente no estado do Rio Grande do Sul (ANP, 2016). Para que seja exercida legalmente esta atividade, é preciso estar em conformidade com uma série de normativas e regulamentações tanto em nível federal, bem como, estadual e municipal, já consolidadas e praticadas pela maioria dos estabelecimentos, a fim de garantir a segurança dos consumidores, colaboradores e meio ambiente. A negligência na execução e

manutenção de projetos de gestão e monitoramento ambiental podem elevar os riscos de problemas causados por vazamentos, emissão de gases e efluentes fora dos padrões recomendados (Terrés *et al.*, 2010), causando impactos ambientais passíveis de multas pelos órgãos competentes, assim como responsabilização criminal dos envolvidos.

Já são vários os segmentos da sociedade civil e órgãos governamentais que têm chamado a atenção para a implementação de práticas sustentáveis nas atividades que movimentam a economia do País, sejam elas, no comércio, na produção ou no setor de serviços. Essas práticas são norteadas pelo o que se convencionou chamar de tripé da sustentabilidade: 1) viabilidade econômica: obtenção de renda suficiente para que o negócio continue atrativo; 2) equilíbrio ecológico: sobrevivência do ecossistema em longo prazo; 3) equidade social: no que se refere à distribuição de benefícios e custos bem como aos valores sociais e culturais da população envolvida (Agenda 21 Brasileira, 2004). Medidas de gestão e monitoramento ambiental, sua correta aplicação e operação, bem como a utilização de tecnologias que ajudem a proteger o meio ambiente associado ao uso racional dos recursos naturais, contribuem para que este tipo de atividade econômica esteja em consonância com os princípios da sustentabilidade.

Assim, considerando a crescente demanda por projetos que tornem os empreendimentos mais sustentáveis, o objetivo deste trabalho foi analisar a viabilidade na implantação de melhorias ambientais que proporcionem sustentabilidade na operação de uma rede de postos de combustíveis. Para tanto foram elaborados os projetos de aproveitamento de águas pluviais, de aproveitamento de energia fotovoltaica, e projeto das unidades para o gerenciamento dos resíduos sólidos, identificando suas fontes geradoras e realizando a classificação destes resíduos com o foco em ações para a minimização da geração, bem como para o tratamento e destinação ambientalmente correta destes materiais. Também foram contemplados projetos para implementar medidas que permitam controlar e monitorar possíveis emissões de poluentes advindos dos compostos chamados BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos). Por fim, é elaborada a análise de viabilidade, com foco nas dimensões técnica, econômica e ambiental dos projetos desenvolvidos.

Esse trabalho contribui, assim, para que empreendimentos dessa categoria tanto se sensibilizem quanto à necessidade de buscar sua adequação ambiental, quanto o façam com o foco na sustentabilidade de suas atividades, considerando os aspectos técnicos, econômicos e ambientais como um processo integrado para a tomada de decisões. A contribuição se estende ainda a outros trabalhos científicos, empreendimentos e instalações que, com os procedimentos das análises de viabilidade aqui desenvolvidas, considerando externalidades como benefícios tangíveis a serem internalizados no fluxo de caixa, poderão ampliar o escopo de seus resultados, com foco em apontar sua viabilização econômica em um tempo de retorno razoável, entre 5 e 10 anos, às partes interessadas.

### **Coleta de dados e informações, dimensionamentos e resultados dos projetos**

O estudo de caso utilizou os dados de uma rede de postos que opera no município de Ijuí, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Os projetos de melhorias foram desenvolvidos considerando a implantação no posto localizado no km461 da BR285 e servirão como base para serem replicados nos outros postos da mesma rede, composta por um total de 7 postos. Os projetos deverão ser ajustados de acordo com as especificidades de cada um dos locais, sendo que para o caso específico do gerenciamento dos resíduos foi considerado o projeto de uma unidade de gerenciamento que centralize a coleta, com vistas a otimizar os fluxos quando houver a destinação final dos mesmos.

Ijuí está situado na região NO do estado do Rio Grande do Sul, distante 385 km de Porto Alegre, capital do RS e apresenta uma área geográfica de 689 km<sup>2</sup>, sendo 21.15 km<sup>2</sup> de área urbanizada. Segundo o Censo de 2010, tem população de 78915 habitantes, sendo que 90.7% reside na zona urbana da cidade (IBGE, 2018). Está inserido na bacia hidrográfica do rio Ijuí. Seus principais cursos de água são os rios Caxambu, Potiribu, Conceição, Ijuizinho e o Rio Ijuí. Os principais usos da água se destinam à irrigação e ao abastecimento público (Ijuí, 2011).

Segundo o macrozoneamento ambiental realizado pelo estado do Rio Grande do Sul, o Planalto Meridional é constituído predominantemente de áreas de campos limpos e pastagens; campos subarbustivos; florestas de encosta; florestas do Alto Uruguai; zona agrícola de uso intensivo de verão e inverno e zona agrícola de uso intensivo de verão (Rio Grande do Sul, 2017). O clima é classificado como subtropical, com quatro estações distintas. Verão com muito calor (18 a 40°C), e inverno com muito frio (0 a 18°C). A temperatura média anual é de 20.5 °C, com chuvas distribuídas durante o ano. No verão predominam as precipitações convencionais e no inverno há predomínio de chuvas frontais, com bastante uniformidade (Ijuí, 2011).

#### *Características do empreendimento*

A rede de postos de combustíveis em estudo conta com mais de vinte estabelecimentos e opera em vários municípios do RS. Na região NO do Estado, há postos nas cidades de Ijuí, Panambi, Cruz Alta, Santo Ângelo e Coronel Barros. Em Ijuí há 7 postos em atividade vinculados à rede, cada um com características estruturais, econômicas e de operação distintas. Alguns oferecem serviços de lavagem automotiva, lubrificação, oficina mecânica, restaurante e loja de conveniência. Nos postos em Ijuí trabalham 81 funcionários e são comercializados em média 1,350,000 L/mês de combustíveis.

A Tabela 1 apresenta as características do posto alvo dos projetos desse estudo. A coleta de dados e informações pertinentes para o desenvolvimento dos projetos de melhorias para a rede de postos foram obtidas por meio de visitas realizadas aos locais de operação, entrevistas com funcionários e questionário com os proprietários. O dimensionamento das estruturas que

compõem os projetos de melhorias para sustentabilidade do posto foi realizado com base em referencial teórico específico e seguindo as normas técnicas exigidas para a execução de cada um. A seguir serão apresentados os principais dados de entrada utilizados para realizar cada projeto e também os resultados dos dimensionamentos das principais estruturas e componentes dos mesmos.

**Tabela 1.** Principais características do Posto de Combustível alvo dos projetos de melhorias ambientais

Localização	Rodovia BR 285, km 461
Estrutura de serviços	Abastecimento e lubrificação de veículos de pequeno, médio e grande porte. Oficinas de mecânica pesada para caminhões, um restaurante, uma lavagem de veículos e loja de conveniência.
Horário de funcionamento	7 dias por semana das 07h às 00h.
Funcionários	25
Volume de combustíveis comercializados	550,000 L
Porte do empreendimento (FEPAM*)	Médio Porte
Potencial Poluidor (FEPAM*)	Médio
Zoneamento urbano (Plano Diretor)	Zona comercial 3
Área útil	444 m <sup>2</sup>
Abastecimento de água	Poço Artesiano
Tançagem	75 m <sup>3</sup> , 15,000 L cada
Bicos de abastecimento	8
Abastecimento de energia	DEMEI

\*FEPAM: Fundação Estadual de Proteção Ambiental – RS

### Sistema de energia fotovoltaica

Dimensionaram-se as placas de captação de energia solar instaladas sobre o telhado da estrutura do posto. Cabe destacar que essa é uma prática que vem sendo adotada inclusive em outros países, considerando que esse aproveitamento de energia solar se converte em um importante vetor de desenvolvimento regional (Alghoul *et al.*, 2018).

A irradiação solar do local foi obtida através do banco de dados do SunData disponibilizado pelo Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Brito (CRESESB, 2017), com dados extraídos da estação meteorológica localizada no município de Cruz Alta, que fica há uma distância de cerca de 40 km da localização do posto. No projeto foram adotados os valores obtidos para a inclinação de 23°N, correspondente a maior média anual de irradiação por dia (4.89 kWh/m<sup>2</sup>.dia), possibilitando assim o máximo aproveitamento energético do recurso solar e também evitando o acúmulo de sujeira nos painéis fotovoltaicos.

O consumo de energia do posto é dividido entre a iluminação, o sistema de climatização, equipamentos eletrônicos e refrigeradores da loja de conveniência, além do consumo das

bombas de combustíveis, sendo estes equipamentos os responsáveis pela maior demanda de energia no empreendimento. A média de consumo de energia do posto é cerca de 8,150 kWh/mês. Os principais resultados do dimensionamento do projeto de geração de energia fotovoltaico são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2.** Resultado do dimensionamento do sistema fotovoltaico

Área total de placas FV (m <sup>2</sup> )	715
Strings (und)	16
Painéis Eficiência: 15.5% (und)	240
Inclinação	23°N
Ângulo Azimutal	50°
Caixa de Junção (und)	1
Inversor Eficiência: 96.6% (und)	1
Potência Instalada (kWp)	69.56

Para o cálculo da produção do sistema fotovoltaico foi utilizado o período de irradiação solar mensal de janeiro a dezembro, com a potência instalada do sistema sendo calculada a partir do número de painéis por fileira (*string*) calculada no projeto (240 painéis) multiplicada pela potência de cada painel (300 W) descontando a eficiência do inversor (96.6%) que resultou em 69.56 kW. O total de potência gerada pelo sistema em cada mês avaliado foi calculado multiplicando a potência instalada pelo total de irradiação solar mensal. A Tabela 3 apresenta os dados de rendimento do sistema fotovoltaico projetado neste trabalho.

**Tabela 3:** Rendimento do sistema fotovoltaico

Mês	Irradiação solar (kWh/m <sup>2</sup> .mês)	Potência Instalada (kWp)	Potência Gerada (kWh)	Consumo mensal (kWh)	Saldo de Potência (kWh)
Jan	168.02	69.56	11,687.47	8,735	2,952.47
Fev	156.52	69.56	10,887.53	9,948	939.53
Mar	161.2	69.56	11,213.07	8,418	2,795.07
Abr	148.2	69.56	10308.79	9,114	1,194.79
Mai	126.79	69.56	8,819.51	8,510	309.51
Jun	106.5	69.56	7,408.14	7,948	-539.86
Jul	120.9	69.56	8,409.804	7,171	1,238.80
Ago	125.55	69.56	8,733.26	7,613	1,120.26
Set	139.5	69.56	9,703.62	8,025	1,678.62
Out	167.4	69.56	11,644.34	8,618	3,026.34
Nov	172.5	69.56	11,999.1	7,663	4,336.1
Dez	188.79	69.56	13,132.23	8,893	4,239.23
Total	1,781.87	834.72	123,946.86	100,656	23,290.86
Média	148.49	69.56	10,328.91	8,388	1,940.91

Os dados apresentados demonstram que o sistema não atenderia à demanda do mês de junho que coincide com o mês de menor irradiação solar do período. Todos os outros meses seriam superavitários alcançando uma média mensal de 1,940.91 kWh.

#### Captação e aproveitamento de água pluvial

As águas pluviais podem ser utilizadas para várias finalidades distintas, aumentando seu potencial de uso quando associadas a outras técnicas que melhoram a sua qualidade, diminuindo assim o consumo de água potável para fins menos nobres (Stec *et al.*, 2017). Nesse contexto, o uso das águas pluviais foi projetado visando otimizar a utilização de água potável somente para fins que exijam essa qualidade, enquanto a água da chuva pode ser utilizada para outros fins, considerados menos nobres.

Atualmente o estabelecimento é abastecido por poço artesiano, e os principais usos da água são para a lavagem de pista de abastecimento, banheiros e lavagem de veículos, sendo que o último corresponde à maior parte da água consumida no posto de combustível. A Tabela 4 apresenta o volume de água estimado consumido no posto e com potencial de ser substituída por água pluvial. Os valores foram obtidos com base nas informações do funcionário responsável e revisão da literatura (Subtil *et al.*, 2016)

**Tabela 4.** Consumo diário de água no posto de combustível com possibilidade de ser abastecida por águas pluviais

Usos	Quantidade	Consumo médio	Consumo diário
Sanitário	7 unidades	9 L/ descarga (50 descargas/dia)	450 L
Lavagem da central de resíduos	1 lavagem/semana	150 L/lavagem	22 L
Lavagem de pista	2 lavagens/dia	300 L/lavagem	600 L
Lavagem de caminhão	8 lavagens/dia	360 L/lavagem	2,880 L
TOTAL			3,952 L

As médias de precipitação mensais foram obtidas do estudo realizado no Plano Municipal de Saneamento de Ijuí (Ijuí, 2011), onde foram utilizados os dados pluviométricos de 3 estações localizadas na região, que possibilitou realizar uma série temporal de 53 anos, compreendendo o período de 1958 a 2010. O resultado aponta uma média anual de precipitação de 1,714 mm. Neste projeto foi adotado o método Inglês para a escolha da cisterna, em virtude dos custos de construção que, por esse método são considerados mais moderados (ABNT, 2007).

O reservatório deverá comportar o volume de 80 m<sup>3</sup>, composto 4 cisternas de 20,000 L, localizadas na superfície da área do posto, possuindo extravasores ligados à rede de drenagem pluvial do local para fornecer segurança ao sistema caso ocorram precipitações acima do previsto. A Tabela 5 apresenta os principais resultados do dimensionamento do sistema de captação de água pluvial.

**Tabela 5.** Resultados do dimensionamento do sistema de captação de água pluvial

Consumo	3,952 L/mês
Precipitação anual	1,714 mm
Área de captação	906 m <sup>2</sup>
Reservatório <i>bypass</i>	1,000 L
Reservatório elevado	5,000 L
Potencial de captação	92,629 L
Cisterna	80,000 L
Perdas de carga no sistema	41.95 mca
Altura Manométrica da bomba	19 mca
Potência Bomba	1 cv

#### Central de armazenamento temporário de resíduos sólidos

A construção de centrais de armazenamento temporário se caracteriza por ser uma importante ferramenta na gestão de resíduos sólidos urbanos, proporcionando a redução do custo de transporte, a redução do volume de resíduos sólidos para aterro além de reduzir o tráfego de veículos pesados na cidade (Vinay *et al.*, 2016). A proposição deste projeto, considerou para as análises, que a central de resíduos sólidos deverá ter capacidade para armazenar os resíduos sólidos gerados nos 7 postos da rede localizados no município de Ijuí. A escolha do local considerou a questão logística, pois a região do empreendimento é de fácil acesso e com distâncias que variam de 2.5 km à 5 km entre os postos e ao local de instalação da central.

Cada posto deverá ter espaço apropriado para armazenagem temporária dos resíduos. Este local deverá ter capacidade para abrigar os resíduos gerados em uma semana. A coleta dos resíduos para a destinação até a central de resíduos sólidos da rede ocorrerá semanalmente por meio de veículo próprio. O transporte do resíduo perigoso até a central (óleo usado e materiais impregnados com derivados de petróleo) será realizado por veículo próprio da rede de postos obedecendo as normas e determinações descritas na NBR 13.221 (ABNT, 2002). Todo resíduo orgânico produzido nos postos será destinado para o sistema de coleta municipal.

O levantamento dos dados de geração foi realizado por meio de um questionário aplicado com o responsável de cada posto, além de visitas realizadas no período de 01/09/2017 a 15/11/2017, sendo que os valores aqui apresentados são estimados, com base nas respostas obtidas e nos quantitativos de produtos comercializados. Os principais resíduos sólidos gerados nos postos de combustível são o papel, papelão, plástico, vidro e alumínio, todos classificados como resíduos Classe II, não perigosos. Também há lâmpadas, materiais impregnados por derivados de petróleo, óleo usado, filtros usados e o lodo contaminado proveniente das caixas separadoras do setor de lavagem de veículos que, por sua vez, são classificados como pertencendo a Classe I, resíduos perigosos.

A Tabela 6 apresenta o volume e classificação dos resíduos sólidos gerados em cada posto avaliado. Os principais setores geradores de resíduos que compõem a operação dos postos são a loja de conveniência, o setor de troca de óleo, o setor administrativo e a lavagem de veículos. Após os projetos realizados, as dimensões de cada baia de armazenamento dos resíduos Classe I, Classe II A e Classe II B corresponde às medidas descritas na Tabela 7.

**Tabela 6.** Volume e Classificação de resíduos de cada posto

POSTOS	RESÍDUOS CLASSE II NÃO PERIGOSOS				RESÍDUOS CLASSE I PERIGOSOS					
	Papel kg/mês	Papelão kg/mês	Plástico kg/mês	Vidro kg/mês	Alumínio kg/mês	Lâmpadas un/mês	Contaminados com derivados de petróleo kg/mês	Óleo usado L/mês	Filtros Usados kg/mês	Embalagens impregnadas com óleo un
1	5	10	42.5	8	1	1.5	40	2.7	60	1.8
2	2.25	6.5	55	4	1	1.9	60	4.2	80	1.2
3	2.25	5	17.5	4	1	1.5	56	4.2	80	1.2
4	2.25	6.5	52.5	4	1	1.9	60	4.2	80	1.2
5	2.25	5	17.5	4	1	1.5	56	4.2	80	1.2
6*	5	13	30	8	1	1.5	180	8.7	160	2.2
7	5	4	35	8	1	0.2	28	1.8	40	1.2
TOTAIS	24	50	250	40	7	10	480	30	580	10

\*Posto 6 trata-se do posto alvo dos projetos de melhorias ambientais

**Tabela 7:** Dimensões das baias de armazenagem para resíduos não perigosos

Resíduo	Comprimento (m)	Largura (m)	Área (m <sup>2</sup> )
Filtros usados e mat. impregnado com óleo	3	3	9
Emb. de óleo e lodo contaminado	3	3	9
Papel/Papelão	3	3	9
Plástico	2	3	6
Vidro	1.5	3	4.5
Sucata/alumínio	1	3	3

Os projetos seguiram os critérios estabelecidos nas normas NBR 12235 (ABNT, 1992) para os resíduos perigosos, e a NBR 11174 (ABNT, 1990) para o armazenamento de resíduos classes II A - não inertes e II B - inertes. A armazenagem do óleo utilizado nos postos da rede será feita em um tanque de polietileno linear de média densidade aditivado contra raios UV, fabricado em uma única peça sem soldas ou emendas, e com capacidade para 1200 L.



### Controles ambientais

Os controles ambientais a serem adotados pelos postos de combustíveis deverão ser realizados de forma individualizada para cada posto da rede, respeitando a classificação do posto conforme estabelecido na NBR 13786 (ABNT, 2005). A Tabela 8 apresenta os equipamentos e procedimentos, responsabilidade e periodicidade do monitoramento dos riscos de impactos ambientais na operação dos postos de combustíveis da rede. Salienta-se que os postos possuem configurações diferentes e nem todos contam com os equipamentos abaixo citados.

**Tabela 8:** Monitoramento Ambiental dos postos da rede

RISCO	EQUIPAMENTO/PROCEDIMENTO	RESPONSÁVEL	PERIODICIDADE
Proteção contra Vazamentos	Válvula de retenção instalada em linha de sucção ( <i>Check-Valve</i> ).	Funcionário capacitado	Mensal
	Controle de estoque	Funcionário capacitado	Diário
	Controle de estanqueidade	Empresa habilitada	Conforme orientação do órgão ambiental ou quando controle do estoque variar 0.6%
	Monitoramento de tubulação secundária	Empresa habilitada	Conforme orientação do órgão ambiental ou quando controle do estoque variar 0.6%
	Reservatório de Contenção para Bombas ( <i>Sump</i> de Bomba e Filtro de Diesel )	Funcionário capacitado	Semanal
	Monitoramento intersticial em tanque de parede dupla	Funcionário capacitado	Diário
Proteção contra Derramamentos	Piso impermeável	Funcionário capacitado	Mensal
	Canaletas de contenção	Funcionário capacitado	Diário
	Câmara de acesso à boca-de-visita ( <i>sumps</i> da câmara de calçada)	Funcionário capacitado	Mensal ou antes e após descarga de combustíveis
	Caixa separadora de água e óleo (SAO)	Funcionário capacitado	Mensal ou quando volume atingir 50% da capacidade da caixa
	Válvula <i>Breakaway</i>	Funcionário capacitado	Mensal
Proteção contra Transbordamento	Dispositivo para descarga selada	Funcionário capacitado	Mensal ou antes e após descarga de combustíveis
	Câmara de contenção da descarga de combustível	Funcionário capacitado	Mensal ou antes e após descarga de combustíveis
	Válvula antitransbordamento	Funcionário capacitado	Mensal ou antes e após descarga de combustíveis
	Válvula de retenção de esfera flutuante	Funcionário capacitado	Mensal ou antes e após descarga de combustíveis
	Alarme de transbordamento	Funcionário capacitado	Mensal
Proteção Poluição do Ar	Válvulas de Recuperação de Vapores	Funcionário capacitado	Mensal
	Conjunto do sistema de descarga selada	Funcionário capacitado	Conforme indicado na Proteção contra Transbordamento

**OBS:** Considera-se Funcionário Capacitado aquele que recebeu orientações sobre os procedimentos a serem adotados, bem como treinamento específico e validado quando indicado.

### Análise de viabilidade

Sob o ponto de vista técnico, pelo fato de os projetos considerarem recursos tecnológicos, equipamentos e materiais existentes, bem como pelo fato de terem sido dimensionados respeitando as normas técnicas vigentes, assim como as recomendações das bibliografias específicas de cada temática; considera-se o projeto como tecnicamente viável. Já para analisar a viabilidade dos projetos sob o ponto de vista econômico e ambiental, foram avaliados os custos de implantação, de operação e de manutenção dos elementos considerados no estudo de caso; contrapostos com as receitas e benefícios previstos para tais. Como forma de considerar os aspectos ambientais, foram ainda avaliados os benefícios, tangíveis e intangíveis, buscando-se ao máximo valorar esses benefícios para internalizar esses valores como receitas nos fluxos de caixa que subsidiaram a análise de viabilidade econômica (Maia, 2004).

### *Benefícios ambientais tangíveis e intangíveis*

A aplicação de medidas ambientalmente corretas, sejam elas em forma de projetos que reduzam o consumo ou ações que melhorem indicadores ambientais, resultam em benefícios econômicos e ambientais mensuráveis. Também existem benefícios nem sempre fáceis de contabilizar, mas que ajudam aos empreendimentos a agregarem valor em suas marcas ou por meio de outras vantagens, que podem compensar os investimentos em ações de sustentabilidade. A Tabela 9 apresenta uma síntese dos benefícios tangíveis e intangíveis dos projetos realizados neste estudo de caso, que apontam a viabilidade de tais ações.

**Tabela 9.** Benefícios obtidos com a execução das melhorias ambientais.

PROJETOS	BENEFÍCIOS TANGÍVEIS		BENEFÍCIOS INTANGÍVEIS
	ECONÔMICOS	AMBIENTAIS	
Geração de energia fotovoltaica	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução do custo com energia</li> <li>▪ Vantagens tributárias</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução na emissão de CO<sub>2</sub>, comparado a geração hidroelétrica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Obtenção de selos e certificados</li> </ul>
Captação de água da chuva	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução do custo de uso de água</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução no consumo de água tratada</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Acesso à linhas de financiamento para futuros investimento</li> </ul>
Central de armazenagem de resíduos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução no custo do descarte dos resíduos</li> <li>▪ Venda de material reciclável</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução de resíduo enviado para aterro</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Mudança comportamental dos colaboradores</li> </ul>
Medidas de controle e monitoramento ambiental	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Custos com multas e ações de remediação e perdas de combustível</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Redução do risco de contaminação do ambiente provocados acidentes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Atração de consumidores <i>ecofriendly</i></li> </ul>

A geração de energia fotovoltaica apresentou valor superior em relação ao consumo do posto, sendo produzido em média 1,940.91 kWh por mês de energia a mais do que a necessidade do posto. Esta energia excedente poderá ser utilizada na forma de crédito e descontada da conta mensal de outro posto da rede conforme Resolução Normativa nº 482 (ANEEL, 2012). Além do benefício econômico gerado pela redução do custo com energia, outro ponto positivo e mensurável da implantação do sistema é a redução das emissões de CO<sub>2</sub> provocada pelo consumo de energia elétrica. Segundo o Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), o cálculo das emissões pode ser realizado pela equação 1 (MCTIC, 2018).

$$ECO_{2e} = C \cdot FE$$

**Equação (1)**

sendo:

ECO<sub>2e</sub>: emissão anual em t<sub>CO<sub>2</sub>eq</sub>;

C: consumo de energia elétrica em MWh/ano;

FE: fator de emissão em t<sub>CO<sub>2</sub>eq</sub>/MWh.

Sabendo que o potencial de geração do sistema é de 123.95 MWh/ano e que o fator de emissão (FE) divulgado pelo MCTIC para o ano de 2017 é 0.0927 t<sub>CO<sub>2</sub>eq</sub>/MWh; deixariam de ser emitidos cerca de 11.5 t<sub>CO<sub>2</sub>eq</sub> na atmosfera.

A redução do consumo de água potável da operação do posto também traz benefícios econômicos positivos para os empreendedores. Sabendo que o sistema projetado é capaz de armazenar e distribuir cerca de 78 m<sup>3</sup> de água pluvial por mês e que o custo mensal do m<sup>3</sup> de água fornecida pela companhia de saneamento na região é de R\$ 7.40; significa que a economia poderá ser de até R\$ 6,926.40 no primeiro ano de implantação. A redução do consumo de água também traz benefícios ambientais e sociais importantes, uma vez que reduzindo o consumo para fins menos nobres preservam-se mais recursos hídricos para a utilização humana.

A central de armazenagem dos resíduos juntamente com o plano de controle ambiental terá um efeito positivo na gestão ambiental da rede de postos. O objetivo da central é colaborar no gerenciamento e descarte ambientalmente correto dos resíduos gerados no posto. Estimou-se que a venda dos materiais recicláveis poderá resultar em um valor anual de aproximadamente R\$ 2,520.00, e poderá ajudar no custeio da operação e manutenção da própria central. Destaca-se ainda que com a redução da geração de 4400 kg de resíduos, o município economizará cerca de R\$ 515.00/ano, pois conforme Dias (2017) o preço médio para destinar uma tonelada de resíduos para o aterro estaria por volta de R\$ 116.80. O plano de controle e monitoramento ambiental evitará possíveis gastos com remediações e multas, advindas de processos de contaminações por vazamentos de combustíveis ou acidentes.

Todas estas ações são pré-requisitos para o pleito de várias certificações ambientais e de empreendimentos sustentáveis que a empresa estará habilitada a solicitar com a implantação destes projetos. Melhorias que visam a sustentabilidade dos empreendimentos também podem ser beneficiadas com linhas de crédito diferenciadas que podem ajudar a viabilizar a sua execução. Por fim, existe a possibilidade de utilizar os resultados das intervenções para promover ações de marketing do empreendimento junto à comunidade e seus clientes, agregando valor ao seu nome e à sua marca. Assim, o conjunto destes benefícios, produzem ganhos intangíveis que também devem ser avaliados para a decisão do empreendedor na hora de executar os melhoramentos sugeridos. A Tabela 10 apresenta os resultados anuais dos benefícios tangíveis com a implantação das melhorias projetadas no primeiro ano de operação.

**Tabela 10.** Benefícios Tangíveis das melhorias

Redução da emissão de CO <sub>2</sub> *	11.5 t <sub>CO2e</sub> /ano
Redução no consumo de água potável	78 m <sup>3</sup> /mês
Economia no custo da água	R\$ 6,926.40/ano
Economia no custo de energia	R\$ 94,200.00/ano
Receita da venda de resíduos	R\$ 2,520.00/ano
Redução de resíduos destinado para aterro (4,400 kg/ano)	R\$ 515.00/ano

\* No Brasil ainda não existe mercado estabelecido para venda de créditos de carbono, ainda assim optou-se por deixar esse valor aqui destacado, pois caso houver no futuro, esse valor poderia ser contabilizado como um resultado a ser posto no fluxo de caixa como receita.

### Análise de viabilidade econômica

Com os projetos básicos de engenharia detalhados, foram elaboradas as especificações técnicas e orçamentos para os itens de implantação. Os custos foram calculados com base em preços médios encontrados no mercado, podendo sofrer variações conforme a marca e fornecedores de equipamentos e serviços. O ano base para os valores aqui tratados nesse artigo é 2017.

O projeto de geração de energia fotovoltaica terá um custo de instalação de R\$ 274,489.00. A operação do sistema é de baixa complexidade, pois opera de forma automática sendo necessário apenas o monitoramento de seu funcionamento. A manutenção preventiva também não demanda grande complexidade, sendo necessário a limpeza periódica dos painéis, aferição da angulação dos painéis, aferição da tensão e corrente do sistema e também a temperatura dos painéis (CEPEL, 2014). Segundo Almeida *et al.* (2017) o custo anual com a manutenção de um sistema de geração fotovoltaica varia de 0.5% a 1% do custo de instalação. Desta forma, nesse trabalho arbitrou-se um custo de manutenção anual de R\$ 2,745.00, correspondente a 1% do custo de instalação.

Para o projeto da central de resíduos foi calculado o custo de instalação de R\$ 39,950.00. Estão previstos custos operacionais com a movimentação dos resíduos até a central no valor de R\$ 2,400.00/ano e custos com o descarte dos materiais somando o montante de R\$ 2,536.80/ano. A manutenção e gestão da central não acrescentará custos de mão de obra e energia significativos, sendo necessário apenas a manutenção da estrutura física das instalações orçado em 3% do valor de implantação, cerca de R\$ 1,300.00/ano. O custo de implantação do sistema de captação de água pluvial foi calculado em R\$ 73,000.00. A operação do sistema de reservação e abastecimento de água nos pontos será controlada automaticamente, resultando em consumo de energia pela bomba projetada, calculada em R\$ 405.00/ano. A manutenção do sistema consiste basicamente na limpeza periódica das calhas, tubos e filtros bem como possíveis substituições de peças hidráulicas que compõem o sistema. O custo de manutenção foi orçado em 1% do custo de implantação do projeto, R\$ 730.00/ano. Portanto, o custo total de implantação das melhorias ambientais propostas neste estudo de caso chegam ao montante de R\$ 384,439.00. Os custos de manutenção dos projetos somam o valor de R\$ 4,775.00/ano e o custos operacionais chegam ao valor de R\$ 5,341.80/ano.

No aspecto econômico, foram verificados significativos ganhos de receita a médio e longo prazo, em grande parte advindo da redução dos custos no consumo de energia e água na operação do posto, além da venda de materiais recicláveis. A construção da central de armazenagem proporcionará um local apropriado para os resíduos e com isso será possível separar adequadamente os materiais recicláveis que poderá gerar receita para o empreendimento, além de reduzir o risco associado a acidentes ambientais potencialmente contaminantes e outros incidentes vinculados à armazenagem dos resíduos perigosos nas unidades da rede de postos.

A tabela 11 apresenta os possíveis ganhos com a venda dos recicláveis. Os valores dos materiais foram estimados com base em preços médios praticados no mercado. A Tabela 12 apresenta os custos com o descarte dos resíduos da rede de postos. O sistema de geração de energia fotovoltaica contribuirá significativamente para a redução do custo com energia elétrica na operação do posto. Avaliando a vida útil do sistema em um período de 25 anos, foi calculada uma economia de R\$ 416,527.05 com a despesa de energia.

**Tabela 11.** Receita anual com a venda de resíduos recicláveis

Resíduo	Preço (R\$/kg)	Quantidade (kg/ano)	Total (R\$/ano)
Papelão	0.15	288	43.2
Plástico	0.55	600	330.00
Vidro	0.02	3000	60.00
Alumínio	1.35	480	648.00
Óleo usado	*0.25	*5760	1440.00
TOTAL			2,520.00

\* Considerar a unidade em litros.

A Tabela 13 apresenta a potência média de geração de energia considerando ainda taxa de decaimento na produção 0.7%a.a., devido à perda de eficiência das placas.

**Tabela 12.** Despesas com descarte dos resíduos da rede de postos

Resíduo	Preço (R\$/kg)	Quantidade (kg/ano)	Total (R\$/ano)
Material impregnado	0.67	120	80.4
Lodo caixa separadora	0.67	120	80.4
Embalagens de óleo	*0.3	*6960	2088
Filtros de óleo	0.8	360	288
<b>TOTAL</b>			<b>2,536.8</b>

\* Considerar unidades em litros.

**Tabela 13.** Potência média de energia elétrica e receita geradas pelo sistema fotovoltaico em 25 anos de operação

Ano	Potência média gerada (kWh/ano)	Custo da energia (R\$/kWh)	Receita da geração (R\$)
0	123,946.92	0.76	94,199.66
1	123,079.29	0.81	99,152.68
2	122,217.74	0.85	104,366.13
3	121,362.21	0.91	109,853.70
4	120,512.68	0.96	115,629.80
5	119,669.09	1.02	121,709.62
6	118,831.40	1.08	128,109.11
7	117,999.58	1.14	134,845.09
8	117,173.59	1.21	141,935.24
9	116,353.37	1.28	149,398.20
10	115,538.90	1.36	157,253.55
11	114,730.13	1.44	165,521.95
12	113,927.02	1.53	174,225.09
13	113,129.53	1.62	183,385.84
14	112,337.62	1.72	193,028.27
15	111,551.26	1.82	203,177.70
16	110,770.40	1.93	213,860.78
17	109,995.00	2.05	225,105.58
18	109,225.04	2.17	236,941.63
19	108,460.46	2.30	249,400.03
20	107,701.24	2.44	262,513.48
21	106,947.33	2.58	276,316.44
22	106,198.70	2.74	290,845.16
23	105,455.31	2.90	306,137.79
24	104,717.12	3.08	322,234.52
25	103,984.10	3.26	339,177.61

O custo do kWh de energia inicial foi estimado considerando o preço médio da fatura de energia elétrica do posto, portanto considerando outros encargos tributários que formam o preço final da conta de energia elétrica paga pelo consumidor e após aplicada uma taxa de inflação sobre o preço do kWh de 6%a.a.

O projeto de captação de água da chuva também demonstrou sensível redução no custo da água utilizada na operação do posto. Se aplicada uma taxa de inflação de 6%a.a. no preço do metro cúbico de água disponibilizada pela companhia de saneamento local, e sendo mantido um consumo anual de 936 m<sup>3</sup>/ano, calculou-se ano a ano a economia gerada. A Tabela 14 apresenta o comportamento do preço da tarifa de água, a redução gradual do consumo e economia na despesa de água na operação do posto.

**Tabela 14.** Redução no consumo e economia no custo da água

Ano	Consumo de água (m <sup>3</sup> /ano)	Custo (R\$/m <sup>3</sup> )	Receita economia (R\$)
0	936.00	7.40	6,926.40
1	936.00	7.84	7,341.98
2	936.00	8.31	7,782.50
3	936.00	8.81	8,249.45
4	936.00	9.34	8,744.42
5	936.00	9.90	9,269.09
6	936.00	10.50	9,825.23
7	936.00	11.13	10,414.74
8	936.00	11.79	11,039.63
9	936.00	12.50	11,702.01
10	936.00	13.25	12,404.13
11	936.00	14.05	13,148.38
12	936.00	14.89	13,937.28
13	936.00	15.78	14,773.51
14	936.00	16.73	15,659.93
15	936.00	17.73	16,599.52
16	936.00	18.80	17,595.49
17	936.00	19.93	18,651.22
18	936.00	21.12	19,770.29
19	936.00	22.39	20,956.51
20	936.00	23.73	22,213.90
21	936.00	25.16	23,546.74
22	936.00	26.67	24,959.54
23	936.00	28.27	26,457.11
24	936.00	29.96	28,044.54
25	936.00	31.76	29,727.21

### Análise por cenários

Foram propostos dois cenários para comparação dos resultados econômicos. No Cenário 1 foi verificada a viabilidade de implantação de cada projeto individualmente e no Cenário 2 foi realizada a avaliação considerando a implantação dos 3 projetos em conjunto.

Para verificar a viabilidade econômica das melhorias propostas no escopo deste trabalho, foi empregado o método de Valor Presente Líquido (VPL) através de fluxo de caixa, considerando os custos de implantação e operação e as receitas a longo prazo, em um período de alcance dos projetos considerado de 25 anos. Ainda foram calculadas a relação benefício-custo (B/C), a taxa interna de retorno (TIR) e o tempo de retorno do investimento (*Payback*). Foi considerada uma taxa de correção do valor presente de 6.83%a.a. correspondente a média da série histórica do IPCA do período de 1999 a 2017 (IBGE, 2018). Também foi utilizada a média da série histórica da TJLP no período de 2006 a 2017, correspondente a 5.83%a.a. (Receita Federal, 2018).

#### *Cenário 1*

Neste cenário foram avaliados os custos de implantação, manutenção, operação e as receitas a longo prazo de cada projeto deste estudo, sendo eles: central de armazenamento de resíduos; sistema de captação de água pluvial e sistema de geração de energia fotovoltaica.

O projeto para central de armazenagem de resíduos demonstrou inviabilidade econômica após o período de 25 anos. Apresentou relação B/C inferior a 1, característica de projetos inviáveis sob o ponto de vista econômico. Também demonstrou VPL negativo o que denota prejuízo no período avaliado.

A Figura 1 demonstra o comportamento do saldo de caixa em valor presente no período dos 25 anos avaliados. O sistema de captação de água pluvial demonstrou-se sustentável sob o ponto de vista econômico. Quando comparada a uma taxa mínima de atratividade (TMA) de 10% característica de alguns fundos de renda fixa típicos de investidores com perfil conservador, o investimento demonstra viabilidade já que a TIR é superior a 13%. A relação B/C superior a 1 consolida a sustentabilidade do projeto.

A configuração construtiva do sistema demonstra maior viabilidade do que a apresentada no estudo de caso realizado por Monzur et al. (2011), o qual utilizou tanques subterrâneos para a armazenagem da água captada.

A Figura 2 apresenta o comportamento do saldo de caixa do projeto de captação de água pluvial. Evidencia-se que a partir do 12° ano o saldo passa a ser positivo (*payback*), o que ratifica a viabilidade econômica sua implantação, porém com um tempo de retorno relativamente alto.



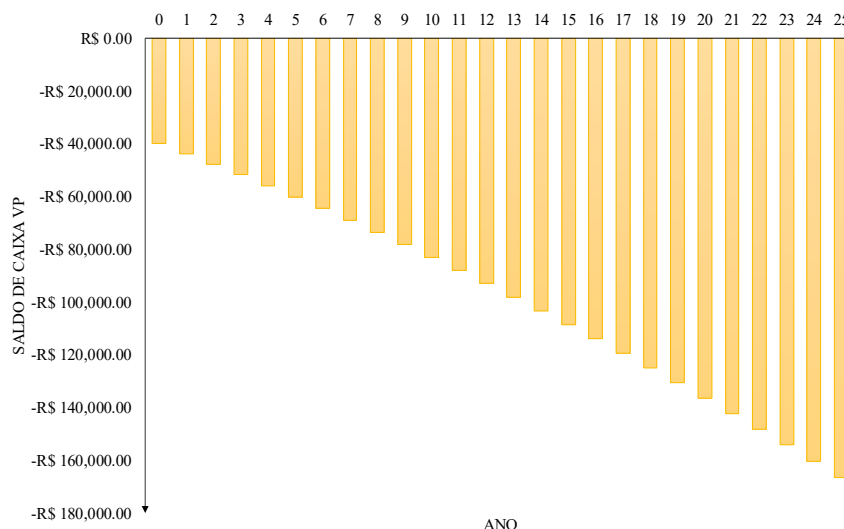


Figura 1. Saldo de caixa em valor presente para o projeto da central de resíduos.

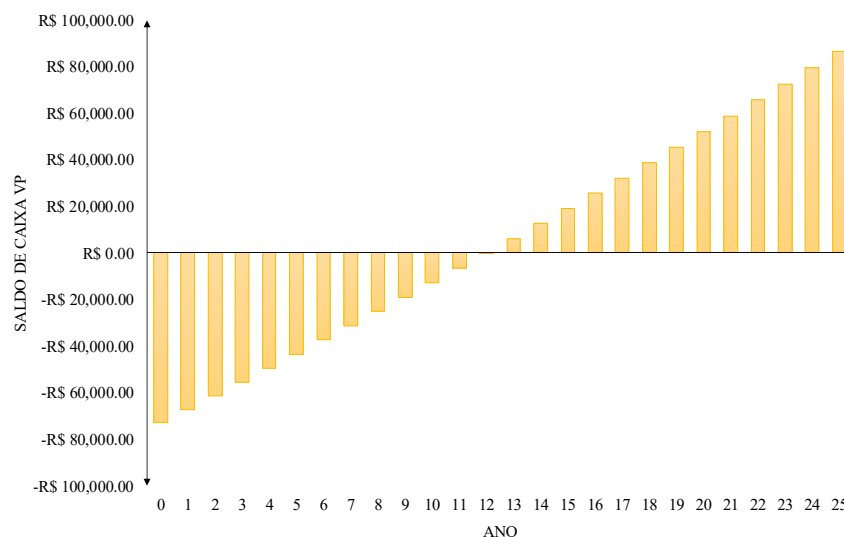
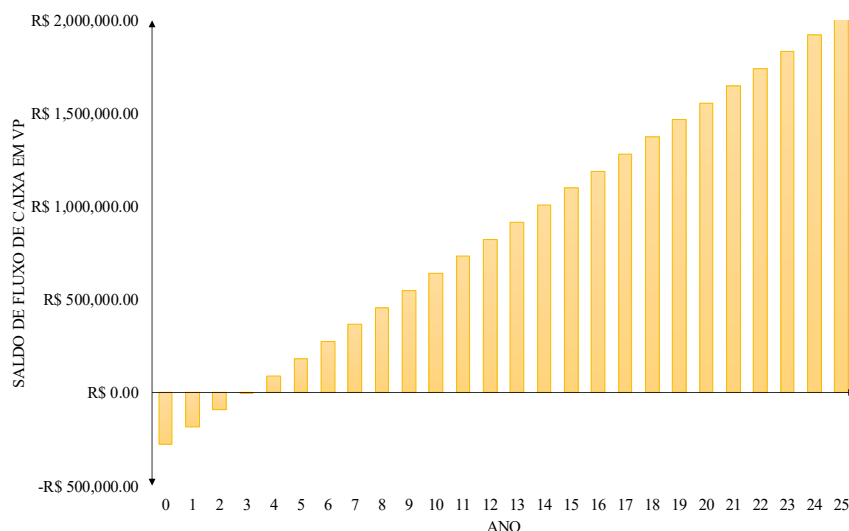


Figura 2. Saldo de fluxo de caixa em valor presente do projeto de captação de água pluvial.

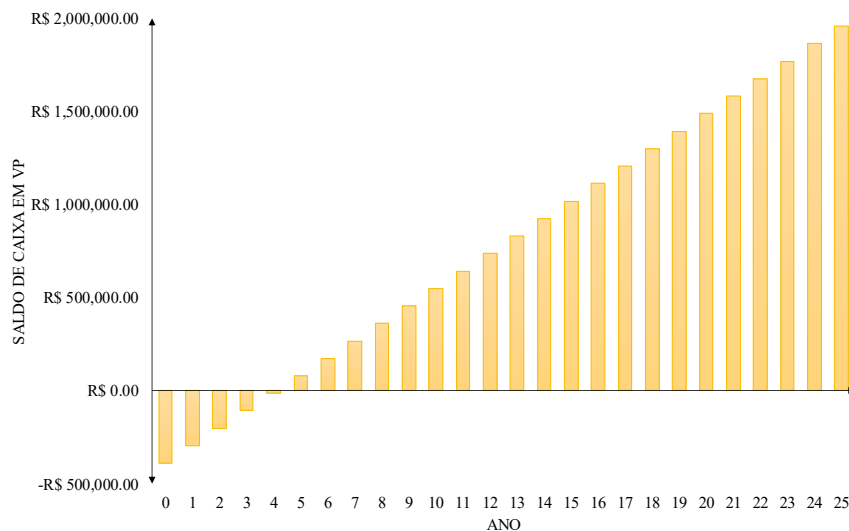
O sistema de energia fotovoltaica provou ser o mais viável economicamente dos 3 projetos. Resultou com um *payback* de 3 anos, relação B/C 6.748 e TIR de 41.10% superando em cerca de 4 vezes a taxa de atratividade de 10% de fundos de investimento em renda fixa. A Figura 3 demonstra o comportamento do saldo de fluxo de caixa em valor presente no período de 25 anos do sistema fotovoltaico, evidenciando o retorno do investimento a partir do 3º ano.



**Figura 3.** Saldo de fluxo de caixa em valor presente para o projeto de energia fotovoltaica.

*Cenário 2*

A Figura 4 apresenta o comportamento do saldo de fluxo de caixa em valor presente no período de 25 anos para o Cenário 2.



**Figura 4.** Saldo de caixa em valor presente para o Cenário 2.

No cenário 2 foi avaliada a viabilidade econômica da implantação do conjunto dos 3 projetos de melhorias ambientais. Neste cenário foram consideradas as mesmas taxas que foram aplicadas nas análises do Cenário 1. Quando avaliada a implantação dos 3 projetos verificou-se a viabilidade econômica de sua execução com tempo de retorno de investimento de pouco mais de 4 anos. A relação Benefício/Custo (B/C) também se mostrou vantajosa, bem como o resultado da TIR 31.32%, valor esse, superior à taxa mínima de atratividade de (TMA) de 10% considerada neste estudo.

### Conclusões

Para realizar as análises de viabilidade propostas para esse trabalho, com vistas à sustentabilidade de um empreendimento de postos de combustível, foram realizados os projetos de engenharia que se deram pelo dimensionamento das medidas estruturais e estruturantes, suas especificações técnicas e orçamentações, dos custos de implantação e de operação e manutenção.

Verificou-se por meio da aplicação da análise econômica os resultados financeiros da implantação de cada um dos projetos e do conjunto das melhorias ambientais propostas. Para fins comparativos de cada um dos cenários analisados, a Tabela 3 apresenta a síntese dos resultados obtidos da avaliação econômica dos projetos, que se deu por meio do cálculo do Valor Presente Líquido (VPL), da relação Benefício-Custo (B/C), da Taxa Interna de Retorno (TIR) e do tempo de retorno do investimento (*Payback*).

**Tabela 15.** Comparativo da análise de viabilidade econômica dos dois Cenários avaliados

CENÁRIOS / PROJETOS	ANÁLISE DE VIABILIDADE				
	VPL (R\$)	B/C	TIR	PAYBACK	
1	Fotovoltaico	2,011,828.91	6.748	41.10%	3 anos
	Águas pluviais	86,306.78	1.828	13.19%	12.02 anos
	Resíduos sólidos	(166,493.95)	0.213	inexistente	inexistente
2	Conjunto dos projetos	1,955,978.92	3.938	31.32%	4.14 anos

Quando avaliada a implantação individual de cada projeto de melhoria, foi verificado que a central de resíduos não teria viabilidade econômica em sua execução, gerando custos não retornáveis para o empreendedor. Porém, cabe destacar que tais custos são intrínsecos da atividade de comercialização de combustíveis e difíceis de serem eliminados totalmente.

Sob o ponto de vista ambiental sua construção se torna viável, já que centralizando os resíduos em apenas um local projetado especificamente para este uso, e, portanto, mais seguro, diminui-se o risco de contaminação nas outras unidades da rede de postos, minimizando a probabilidade de ocorrência de multas e custos com remediação destes locais em caso de eventuais acidentes. Destaca-se ainda que se fossem consideradas nas análises de viabilidade o risco de ocorrência de multas por inadequação dos sistemas de gerenciamentos de resíduos, ou ainda para a recuperação de eventuais passivos ambientais advindos de quaisquer processos de contaminação originados da falta dessas unidades de gerenciamento dos resíduos; a análise de viabilidade poderia trazer resultados mais favoráveis sob o ponto de vista econômico.

Entre os projetos viáveis economicamente, o sistema de geração de energia fotovoltaica provou ser o mais sustentável, com um tempo de retorno de investimento de 3 anos, tempo 4 vezes menor do que o projeto de captação de água pluvial, que é de 12 anos.

Na comparação entre Cenário 1 e Cenário 2, a análise de viabilidade demonstra que há uma compensação nos resultados, provocados em grande parte, pelo bom desempenho do projeto de energia fotovoltaica, tornando a execução do Cenário 2 o mais indicado, já que os potenciais benefícios econômicos são superiores aqueles resultantes do Cenário 1. Há que se considerar nessas análises ainda os benefícios intangíveis do conjunto de projetos, o que corrobora com a proposição de que o resultado da implantação do conjunto e não somente de um ou de outro projeto, trará muito mais benefícios para esses empreendimentos.

Por fim, cabe a análise de que para a construção de um posto de combustível do mesmo porte do avaliado neste estudo de caso, estima-se um valor de investimento aproximado de R\$ 3,000,000.00, informações estas obtidas verbalmente com o proprietário da rede de postos. Se considerada a implantação dos 3 projetos de melhorias ambientais propostos neste trabalho, que totalizam R\$ 387,489.00, resulta um aumento de cerca de 13% no custo de implantação do empreendimento. Assim, conclui-se que com esse incremento de cerca de 13% no custo total de um dos postos da rede, haverá significativos retornos econômicos para o posto, com um tempo de retorno do investimento de curto prazo, e com uma rentabilidade muito atrativa considerando o tempo de alcance do projeto.

Assim, esse trabalho demonstra que as aplicações de melhorias ambientais em empreendimento dessa categoria são consideradas viáveis em todos os seus aspectos, técnicos, econômicos e ambientais. Os resultados intangíveis advindos das práticas ambientais também se demonstram importantes sob o ponto de vista tanto ecológico, quanto mercadológico, se forem adequadamente evidenciados à sociedade.

## Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1990) *NBR 11.174: Armazenamento de resíduos classes II - não inertes e III – inertes*. Rio de Janeiro. 7 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 12.235: Armazenamento de resíduos sólidos perigosos*. Rio de Janeiro. 14 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2002) *NBR 13.221: Transporte terrestre de resíduos*. Rio de Janeiro. 4 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2005) *NBR 13.786 Posto de serviço - Seleção dos equipamentos para sistemas para instalações subterrâneas de combustíveis*. Rio de Janeiro, 9 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2007) *NBR 15.527: Água da chuva: Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis: Requisitos*. Rio de Janeiro. 8 pp.
- Agenda 21 Brasileira (2004) *Ações prioritárias / Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional*. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 158 pp.
- Alghoul, M.A., Hammadi, F.Y., Nowshad, A., Nilofar, A. (2018) The role of existing infrastructure of fuel stations in deploying solar charging systems, electric vehicles and solar energy: A preliminary analysis, *Technological Forecasting and Social Change*, **137**, 317-326.
- Almeida, R.R G., Brito, N.S.D., Vinícius, M., Medeiros, B., Simões, M.C.S., Oliveira, S.A. (2017). Proposição de uma metodologia para análise de viabilidade econômica de uma usina fotovoltaica. *Revista Principia*, Volume **1**(34), 84-92.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2010) *Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional*. Brasília, ANA: Engecorps/ Cobrape, 2010. 2 v.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2012) *Resolução nº 482/2012: Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências*. Brasília, DF.
- ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2016) *Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis 2016*. Rio de Janeiro.
- ANP, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2016) *Fiscalização do abastecimento em notícias*. Rio de Janeiro.
- CEPEL, Centro De Pesquisas De Energia Elétrica; CRESESB, Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Brito (2014). *Manual de Engenharia para Sistemas Fotovoltaicos*. Rio de Janeiro, RJ.
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 273, de 29 de novembro de 2000. *Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de postos de combustíveis e serviços e dispõe sobre a prevenção e controle da poluição*. Brasília, DF.
- CRESESB, Centro De Referência Para Energia Solar E Eólica Sérgio Brito. *Banco de dados do SunData*. Acesso em: 02 de novembro de 2017. Disponível em: <http://www.cresesb.cepel.br/sundata/index.php>.
- Dias, C.O., Zarth, K., Dachary, R., Coden, W., Pereira, F.C. (2017) Estudo da implantação de um aterro sanitário para atender o município de Ijuí: Técnica e custo. *Salão do Conhecimento, XXV Seminário de Iniciação Científica*, **3**(3), Ijuí.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2016) *Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2016*. Rio de Janeiro.
- FEPAM, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. Porto Alegre – RS. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/area2/listapaginada.asp?cpfcnpj=06287728000203>.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). *Indicadores*. Acesso em: 11 de maio de 2018. Disponível em: [https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/precos/inpc\\_ipca/defaultseriesHist.shtm](https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/precos/inpc_ipca/defaultseriesHist.shtm).
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). *Panorama*. Acesso em: 10 de maio de 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/ijui/panorama>.

- Ijuí (2011) *PLAMSAB - Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Ijuí*. Volume 01: Diagnóstico do Saneamento Básico. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas: UFRGS; Porto Alegre.157 pp.
- Maia, A. G., Romeiro, A. R., Reydon, B. P. (2004). Valoração de recursos ambientais–metodologias e recomendações. *Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP*, (116).
- MCTIC, Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (2018) *Fator médio - Inventários corporativos*. Disponível em:  
[http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao\\_corporativos.html](http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_corporativos.html).
- Monzur, A. I., Shanableh, A., Rahman, A., Ahsan, A. (2011) Optimisation of rainwater tank design from large roofs: A case study in Melbourne, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*, **55**(11), 1022-1029.
- Receita Federal (2018) *Taxas de Juro de Longo Prazo*. Acesso em: 11 de maio de 2018. Disponível em:  
<http://idg.receita.fazenda.gov.br/orientacao/tributaria/pagamentos-e-parcelamentos/taxa-de-juros-de-longo-prazo-tjlp>.
- Rio Grande do Sul (2017) *Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul*. Acesso em: 20 de outubro de 2017. Disponível em: <http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br/inicial>.
- Stec, A., Kordana, S., Słyś, D. (2017) Analysing the financial efficiency of use of water and energy saving systems in single-family homes, *Journal of Cleaner Production*, **151**, 193-205.
- Subtil, E. K., mierzwa, J. C., hespanhol, I., rodrigues, R. (2016) Potencial de reúso de água na lavagem de caminhões utilizando Contator Biológico Rotativo. *Rev. Ambiente & Água, Taubaté*, **11**(4), 851-866, dez. 2016. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1980-993X2016000400851&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2016000400851&lng=pt&nrm=iso)
- Terrés, I. M., Morales, M. M.D., Ferradas, E. G., Caracena, A. B., Rico, J. B. (2010) Assessing the impact of petrol stations on their immediate surroundings. *Journal of Environmental Management*, **91**(12), 2754-2762.
- Vinay, Y., Karmakar, S., Dikshit, A. K., Vanjari, S. (2016) A feasibility study for the locations of waste transfer stations in urban centers: a case study on the city of Nashik, India. *Journal of Cleaner Production*, **126**, 191-205.

# REVISTA AIDIS

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

## MÉTODOS MULTICRITÉRIOS PARA SELEÇÃO DE ÁREAS DESTINADAS A ATERROS SANITÁRIOS

\* Andreia Azevedo Abrantes de Oliveira<sup>1</sup>  
Sabrina da Silva Corrêa<sup>1</sup>  
Maria Odete Holanda Mariano<sup>2</sup>  
Saulo de Tarso Marques Bezerra<sup>3</sup>  
Isabela Carolina Lopes Coelho<sup>1</sup>

## MULTICRITERIA METHODS FOR SELECTION OF AREAS INTENDED FOR LANDFILLS

Recibido el 7 de octubre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

*The Urban Solid Waste Management (USWM) has become a complex issue due to the rapid socio-economic development of several countries and its consequent increase in waste production. The correct management of solid waste presupposes its reduction, as well as its correct final destination, the most conventional being the landfill. Given social, economic, environmental and technical criteria and restrictions for determining the ideal location for the implementation of a landfill, this work carried out fitness assessments in areas of the city of Toritama-PE, Brazil. For that, the Analytical Hierarchy Process (AHP) multicriteria method integrated with a Geographic Information System (GIS) was used to systematize the criteria. The results showed several areas with a high aptitude for landfill allocation in the municipality. Allied to this, the methodology can be easily applied in other municipalities, to obtain a preliminary study of favorable and unfavorable areas to the implantation of landfills. Thus, it can assist in the development of studies with the theme in question and the universalization of the National Solid Waste Policy in Brazil, reducing operating costs and impacts on the environment.*

**Keywords:** AHP, geoprocessing, urban solid waste, area selection.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campus do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

<sup>3</sup> Núcleo de Tecnologia, Campus do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Programa da Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco. Av. Marielle Franco, BR-104, Km 59 – Nova Caruaru, Caruaru, Pernambuco. Brasil. [Andreiazvdo92@gmail.com](mailto:Andreiazvdo92@gmail.com)

## Resumo

O gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) se tornou uma questão complexa devido ao rápido desenvolvimento socioeconômico de diversos países e seu consequente aumento na produção de resíduos. A correta gestão dos resíduos sólidos pressupõe a redução dos mesmos, como também sua correta destinação final, sendo a mais convencional, o aterro sanitário. Diante de critérios e restrições de cunho social, econômico, ambiental e técnico para a determinação do local ideal para a implantação de um aterro sanitário, este trabalho realizou avaliações de aptidão em áreas da cidade de Toritama-PE, Brasil. Para isso, utilizou-se o método multicritério Analytical Hierarchy Process (AHP) integrado a um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para a sistematização dos critérios. Os resultados apontaram diversas áreas com alta aptidão para alocação de aterros sanitários no município. Aliado a isso, a metodologia pode ser facilmente aplicada em outros municípios, a fim de obter um estudo preliminar das áreas favoráveis e desfavoráveis à implantação de aterros sanitários. Dessa forma, pode auxiliar no desenvolvimento de estudos com o tema em questão e na universalização da Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil, reduzindo custos operacionais e impactos ao meio ambiente.

**Palavras chave:** AHP, geoprocessamento, resíduos sólidos urbanos, seleção de áreas.

## Introdução

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tornou-se mais complexa nas últimas décadas. O crescimento populacional associado ao aumento do consumo não sustentável tem aumentado significativamente a geração excessiva dos resíduos sólidos urbanos. Em 2017 foram coletados 196.050 ton./dia de RSU no Brasil e desses, 40.9% tiveram a destinação inadequada (Abrelpe, 2018), o que afeta negativamente a qualidade dos corpos d'água e mananciais, potencializando enchentes, contribuindo para a poluição do ar e proliferação de vetores (Andrade e Barbosa, 2015).

A fim de minimizar a degradação ambiental ocasionada pela alocação equivocada dos RSU, o aterro sanitário é visto como uma alternativa ambientalmente correta e mais viável para a destinação final dos resíduos. Porém, dentre as diversas fases necessárias para seu adequado planejamento e execução, a seleção de áreas adequadas para sua implantação é um problema crítico para os projetistas, pois, integram fatores sociais, ambientais e econômicos (Geneletti, 2010).

De fato, os critérios e/ou fatores a serem considerados no processo de seleção de áreas para implementação de aterros sanitários necessitam serem combinadas entre si. Dentre os critérios sociais, tem-se principalmente a resistência da população, que, muitas vezes, acabam criando impasses com as administrações municipais. Nos aspectos ambientais, diversas pesquisas (Delgado *et al.*, 2008; Gbanie *et al.*, 2012; Korucu *et al.*, 2012; Perpiña *et al.*, 2013; Andrade e Barbosa, 2015; Bohnenberger *et al.*, 2018) destacam pontos relevantes a serem considerados na análise de seleção de áreas para aterros sanitários, como: áreas suscetíveis à erosão,



vulnerabilidade ao lençol freático, cobertura e uso do solo, distância de recursos hídricos, tipo e uso do solo, clima, entre outros.

Aliado aos aspectos supracitados, o econômico é de suma importância na escolha da área para implantação de aterros sanitários. Sendo assim, é importante reduzir, dentro do possível, as distâncias percorridas pelo transporte de RSU, a fim de minimizar custos relativos à combustível, frotas de veículos, número de funcionários e todos os gastos variáveis decorrentes do uso prolongando de transportes, além de diminuir, também, a emissão de gases originados com a queima de combustíveis fósseis.

A seleção das áreas é uma tarefa multidisciplinar, que exige uma análise extensiva de muitos aspectos, onde diante da dificuldade de decisão, definem-se critérios e condições para escolha do melhor local, de forma a causar o menor impacto ambiental. Nesse sentido, de acordo com Moura e Jankowski (2014), os métodos multicritérios podem auxiliar no planejamento do projeto de seleção de áreas, pois integra diversos dados de acordo com os aspectos mais relevantes a serem considerados pelos decisores, atribuindo pesos a esses. Para Almeida (2010), um problema de decisão multicritério consiste em um conjunto de métodos que objetivam elucidar um problema, onde há pelo menos duas alternativas de escolha que são avaliadas por meio de múltiplos critérios conflitantes entre si. No apoio multicritério à decisão, algumas ferramentas são oferecidas ao decisor, tornando-o apto a resolver problemas levando em consideração as mais diversas opiniões, muitas vezes contraditórias.

Diante da complexidade do problema de seleção de áreas e seu caráter geográfico, a problemática requer um método sofisticado de tomada de decisão espacial (Afzali *et al.*, 2014). A base de suporte à decisão espacial são os sistemas de informação geográfica (SIG) (Nyerges e Jankowski, 2010; Uyan, 2013). Os SIG tem procedimentos integrados para elaborar, armazenar, analisar e renderizar informações de acordo com as especificações previamente definidas pelo usuário, possuindo capacidade de gerenciamento de dados que sobrepõem a memória humana, e permitindo também uma exibição gráfica aprimorada, facilitando a visualização (Nyerges e Jankowski, 2010; Afzali *et al.*, 2014; Demesouka *et al.*, 2016).

O uso de SIG integrado ao modelo de decisão por critérios multicritérios serve para aprimorar a função de apoio à decisão (Afzali *et al.*, 2014). Desta forma, para a precisa e eficiente localização de aterros, a combinação de técnicas SIG é a mais pertinente, possuindo várias aplicações na literatura (Aragonés Beltrán *et al.*, 2010; Gbanie *et al.*, 2012; Montañó *et al.*, 2012; Uyan, 2013; Yal e Akgun, 2013; Afzali *et al.*, 2014; Andrade e Barbosa, 2015; Demesouka *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2018).

Esta pesquisa, por sua vez, tem como objetivo a análise, através do uso de ferramentas de apoio à decisão no *software* de geoprocessamento TerrSet 18.31, das áreas do município de Toritama – PE, com o intuito de identificar os locais mais aptos à instalação de um aterro sanitário.

## Materiais e métodos

### Estudo de caso

A área de estudo é o município de Toritama, situado na mesorregião do Agreste Brasileiro e microrregião do Alto Capibaribe do Estado de Pernambuco, delimitados pela latitude  $8^{\circ}0'24''$  sul e a uma longitude  $36^{\circ}3'24''$  oeste (Figura 1). Possui área de  $25704 \text{ km}^2$  e população de 45.219 habitantes. A bacia hidrográfica da região é constituída apenas pelo rio Capibaribe. O acesso à cidade é feito pela BR-104 e PE-090 (IBGE, 2019 – censo 2016).

A economia da cidade de Toritama tem abarcado grande importância regional na cadeia produtiva de confecções, fazendo parte de um conceituado centro econômico, o Polo de Confecções do Agreste Pernambucano. A cidade se destaca pela produção e comercialização de produtos de vestiário, com destaque para o jeans, onde sua contribuição para o PIB per capita do Estado o coloca em 27° em importância. Diante deste cenário de evidência econômica, as pressões pela destinação final dos seus resíduos foram marcadas pelo fechamento, no ano de 2017, do lixão da cidade, destinando atualmente seus resíduos para o aterro sanitário da cidade de Caruaru - PE, localizada à cerca de 35 km.

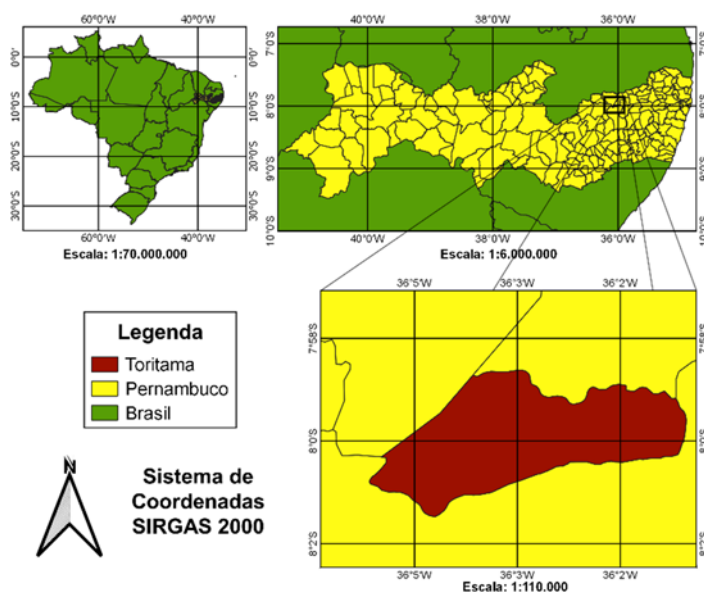
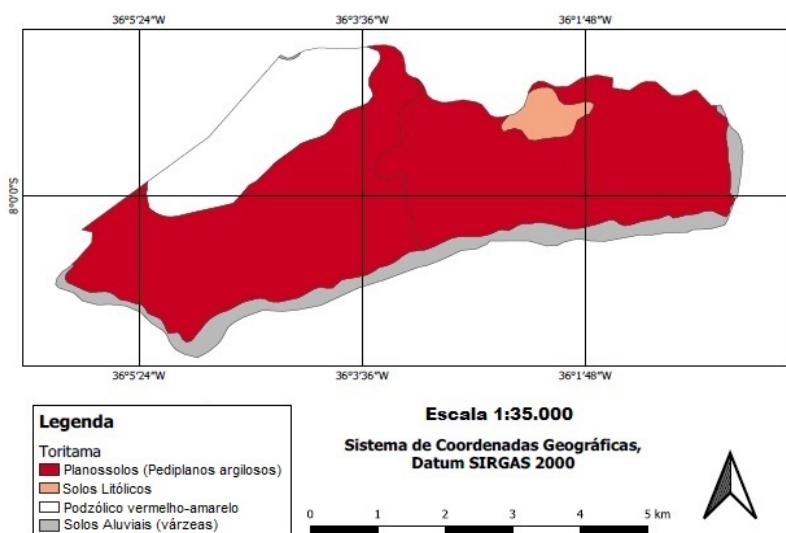


Figura 1. Localização de Toritama - PE, Brasil.

Para a realização do trabalho, um conjunto de técnicas foi adotado para a seleção ideal de áreas destinadas à implantação de aterros sanitários. Foi utilizado o método Analytical Hierarchy Process, Lógica Fuzzy, análise booleana e SIG. Outras matérias e *softwares* foram adotados, dentre os quais:

- *Softwares* de geoprocessamento QGIS 2.18.18 e *TerrSet* 18.31;
- Mapas das unidades de mapeamento da classe de solo da região (Figura 2) e uso e ocupação do solo (Figura 3) fornecidos pela Embrapa;
- Mapas de altitude (Figura 4) através do banco de dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 30 metros.
- Mapas das redes viárias (Figura 5) e hidrografia (Figura 6) da região, obtidos através do processo de vetorização no software QGIS 2.18.18. Para isso, foi necessário adicionar no QGIS 2.18.18 imagens do Google com o auxílio da ferramenta QuickMapServices, e adicionar uma camada vetorial. Em uma escala de aproximadamente 1:1.000, iniciou-se a vetorização, selecionando a rede viária e hidrográfica respectivamente da região de estudo.

Todos os mapas utilizados nesse trabalho são compatíveis, uma vez que estão configuradas no mesmo Sistema de Coordenadas Geográficas, SIRGAS 2000, 25S, coordenada equivalente para o território estudado.



**Figura 2.** Mapa das unidades de mapeamento da classe solo de Toritama – PE (Embrapa, 2002).

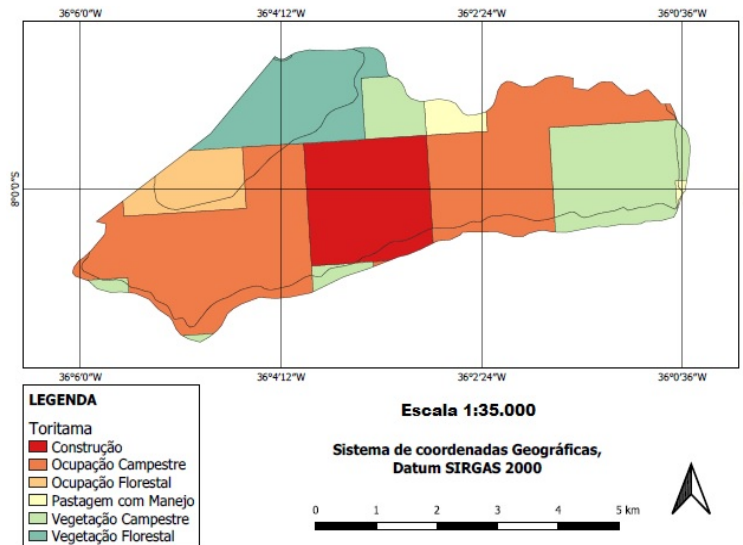


Figura 3. Mapa do uso e ocupação do solo de Toritama – PE (Embrapa, 2002).

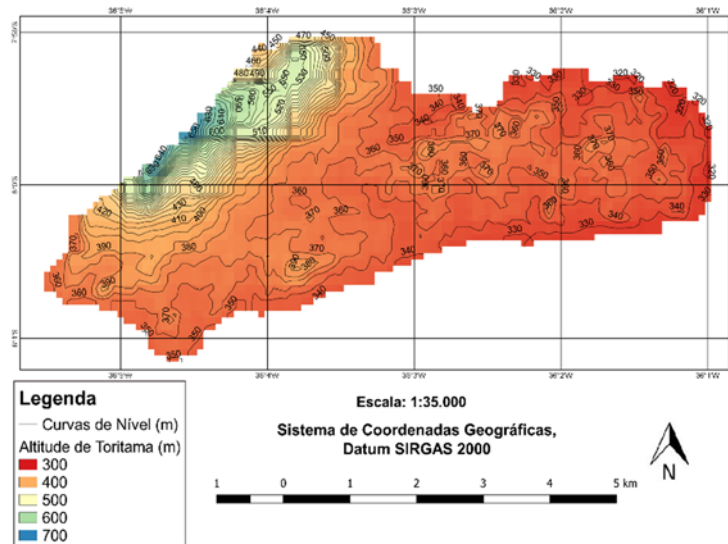


Figura 4. Mapa de altitude de Toritama – PE.

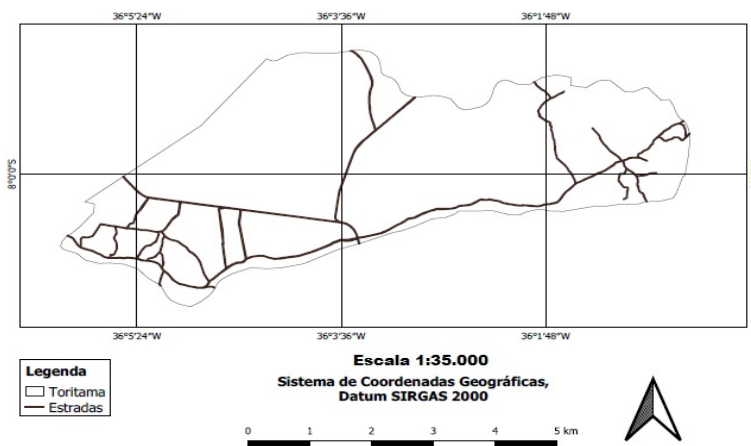


Figura 5. Mapa da rede viária de Toritama – PE.

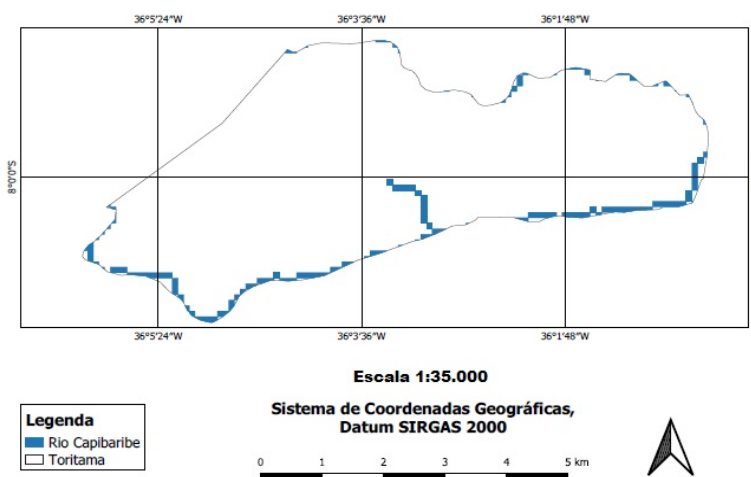


Figura 6. Mapa hidrográfico de Toritama – PE.

Estabelecimento dos critérios/fatores para identificação de áreas

Para a seleção de áreas apropriadas à implantação de aterros sanitários, observa-se uma decisão envolta em variadas alternativas, baseados em critérios restritivos e critérios/fatores escalonados. As restrições são critérios que limitam às análise a regiões geográficas específicas e

são representadas por mapas booleanos (método baseado na lógica binária – base matemática dos SIG convencionais) com níveis de apto/não apto, de forma a diferenciar áreas que podem ser aptas para a implantação de um aterro, daquelas que não são aptas de forma alguma. Por sua vez, os critérios escalonados definem uma medida contínua de aptidão das áreas, realçando ou diminuindo a importância destas (Weber e Hasenack, 2000).

Os critérios selecionados foram os comumente utilizados na seleção de locais para implantação de aterros sanitários, a escolha dos mesmos se deu por meio de revisão de literatura. Desta forma, foram identificados critérios ambientais, técnicos e socioeconômicos que representam a realidade da região, tendo como prioridade um menor investimento, menores riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

Baseando-se, também, em recomendações técnicas da NBR 13896 (ABNT, 1996) e em guias de projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários. Os fatores definem áreas em termos de uma medida contínua de aptidão, e os que são barreiras absolutas tornam-se restrições, limitando ou impedindo o uso da área.

#### *- Critérios Restritivos*

- Distância dos recursos hídricos – Estabelece uma distância mínima de 200 metros de qualquer corpo d'água, visando preservar e evitar possível contaminação por efluentes (NBR 13.896/96). Dessa forma, apenas áreas com distâncias de cursos d'água superiores à especificada na norma são consideradas na análise.
- Distância mínima das rodovias – Estabelece uma distância mínima de 200 metros, visando não afetar as áreas de circulação do aterro. Grandes distâncias aumentam os custos de transporte dos resíduos. Portanto, apenas áreas distanciadas de 200 metros são consideradas aptas a implantação do aterro, as demais são excluídas da análise.
- Distância mínima dos núcleos populacionais – Estabelece uma distância mínima de 500 metros dos núcleos populacionais a fim de minimizar os efeitos negativos provenientes do impacto causado pelo aterro junto à população, dentre esses, o mau cheiro e a poeira oriunda do aterro, de acordo com a NBR 13.896/96.
- Declividade – Quanto menor a declividade do terreno, mais apropriada a área é para a construção de aterros, dessa forma é estabelecido um limite de declividade para o terreno, não podendo esse ser superior a 30%, de acordo com a NBR 13.896/96.

#### *- Critérios escalonados (fatores)*

- Tipo de solo – É desejado que o solo da área tenha certa impermeabilidade natural, visando reduzir as possibilidades de contaminação do aquífero. As áreas selecionadas devem ter características argilosas e jamais deverão ser arenosas.

- Tipo de uso do solo – As áreas devem ser localizadas em regiões, preferencialmente, agrícolas ou industriais, fora de qualquer Unidade de Conservação Ambiental.
- Declividade – A declividade está diretamente relacionada ao escoamento superficial das águas e do provável escoamento subsuperficial do chorume oriundo do aterro. Desta forma, quanto menor a declividade do terreno, mais apta essa será para a implantação de um aterro sanitário.
- Distância de rodovias – A abertura de um novo acesso à área onera os custos de implantação e operação de um aterro, sendo importante a proximidade da área analisada com uma rodovia, diminuindo assim os custos com transporte. Dessa forma, quanto maior a proximidade da área com uma rodovia, mais apta esta será para a implantação de um aterro.
- Distância de áreas urbanas – Visa à economia no processo de operação do aterro. Quanto mais longe da zona urbana, mais caro é o serviço de transporte.
- Distância dos recursos hídricos – Se refere à proximidade de recursos hídricos, a fim de evitar possíveis contaminações dos mesmos.

#### Avaliação das variáveis

As variáveis que interferem na decisão de aptidão de uma área para implantação de um aterro sanitário contribuem para a decisão final através de seus pesos, que são diferenciados para cada variável. Os pesos finais são estimados por meio do método *Analytical Hierarchy Process* (AHP), estabelecidos na rotina *Weight* do TerrSet. O AHP determina os pesos finais através da comparação pareada das importâncias relativas das variáveis, diminuindo a subjetividade na decisão (Weber e Hasenack, 2000).

As importâncias relativas das variáveis em questão, os fatores, são elucidadas através do uso de questionários aplicados com especialistas do setor. Suas funções são de avaliar a problemática geral, relacionada às escolhas de áreas para implantação de aterros sanitários, e valorar a importância de cada variável. O questionário foi formulado para que as opiniões dos entrevistados fossem dadas em termos linguísticos, que variam de “igual importância” a “importância absoluta”, cada um destes com seu respectivo valor numérico de 1 a 5. O peso final de cada variável foi estimado através do uso do método AHP aplicado à matriz de comparação pareada da Tabela 1, cujos valores são as médias das importâncias relativas de cada entrevistado.

Para o desenvolvimento de uma matriz de julgamentos genérica  $A$ , a quantidade de julgamentos necessários é  $n(n-1)/2$ , sendo  $n$  o número de elementos pertencentes a esta matriz (Freitas e Cordeiro, 2011). A definição desses elementos é dada pela Equação 1. Para obtenção dos pesos, soma-se cada coluna e, então, divide-se cada coluna de entrada pela soma respectiva de cada coluna. A resultante do processo é denominada matriz normalizada. Em seguida, calcula-se o valor médio de cada linha da matriz normalizada para obter o peso de cada critério.

**Tabela 1.** Comparação pareada das variáveis.

	Tipo de solo	Uso do solo	Declividade	Distância de rodovias	Distância de áreas urbanas	Distância dos recursos hídricos
Tipo de solo	1					
Uso do solo	½	1				
Declividade	2	2	1			
Distância de rodovias	1/3	1/3	1/3	1		
Distância de áreas urbanas	1/2	1/3	1/3	1/2	1	
Distância dos recursos hídricos	1/2	2	½	2	2	1

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & K & a_{1n} \\ \frac{1}{a_{21}} & 1 & K & a_{2n} \\ M & M & O & M \\ \frac{1}{a_{n1}} & \frac{1}{a_{n2}} & K & 1 \end{bmatrix}, \text{ onde } \begin{cases} a_{ij} > 0 \rightarrow \text{positiva} \\ a_{ij} = 1 \therefore a_{ji} = 1 \\ a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}} \rightarrow \text{recíproca} \\ a_{ik} = a_{ij} \times a_{jk} \end{cases} \quad \text{Equação (1)}$$

### Geração do mapa de aptidão

A seleção de áreas para implantação do aterro sanitário foi introduzida a partir da metodologia da Lógica Fuzzy através do software TerrSet 18.31. A classificação permite gerar resultados de distribuição contínua no espaço, indicando áreas de alta, média ou baixa aptidão à implantação de um aterro sanitário. Para isso, é necessário uniformizar as unidades de todos os mapas, atribuindo-lhes uma escala de aptidão. Nesse trabalho, as variáveis foram escalonadas para o intervalo de um byte (0 a 255), no qual, a atribuição das pontuações seguiu curvas sigmoidais monotônicas crescentes de distribuição entre os limites inferiores (0) e superiores (255) de aptidão, de acordo com a Figura 7.

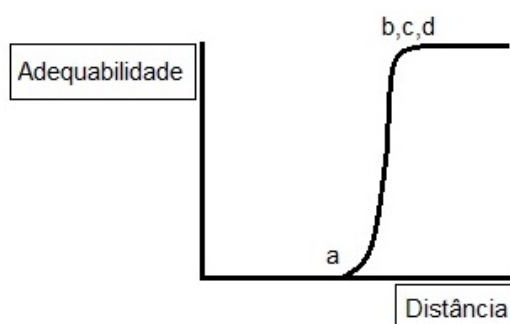
Os critérios restritivos são restrições absolutas à implantação do aterro sanitário, e devem obedecer a NBR 13.896. De modo a descartar essas áreas, atribuiu-lhes o valor 0. As restrições são consideradas de acordo com a Tabela 2.

Para atribuir os valores para os tipos de solos, levou-se em consideração suas características, tais como: espessura, porosidade, permeabilidade, etc. A Tabela 3 mostra os valores atribuídos a cada tipo de solo da área estudada. Os solos classificados como planossolos e podzólico vermelho-amarelo receberam o valor de máxima aptidão (255), uma vez que possuem argila de atividade alta com baixa permeabilidade, ideal para a construção do aterro. Os solos litólicos, por serem



tipicamente rasos, receberam um valor relativamente baixo (100), pois dificultam a operação de empréstimos de solos para a cobertura do aterro, encarecendo a sua construção e operação. E, por fim, foi atribuído aos solos aluviais o valor mínimo (0), posto que se encontram em várzeas, áreas inundáveis.

Os pesos obtidos através do método AHP são aplicados às variáveis padronizadas utilizando a rotina MCE (*Multi Criteria Evaluation*) do SIG TerrSet – Versão 18.31. Portanto, foi gerado um mapa de aptidão que indica, segundo os critérios pré-estabelecidos, as melhores localizações para a implantação de um aterro sanitário.



**Figura 7.** Curva sigmoideal monotônica crescente.

**Tabela 2.** Descrição das restrições adotadas.

Critério	Descrição
Rodovias	Distância mínima de 200 m
Centros urbanos	Distância mínima de 500 m
Corpos hídricos	Distância mínima 200 m
Declividade	Declividade máxima de 30%

**Tabela 3.** Normalização das classes de solos.

Classe do solo	Valor atribuído
Planossolos (pediplanos argilosos)	255
Solos litólicos	100
Solos aluviais (várzeas)	0
Podzólico vermelho-amarelo	255

## Resultados e discussão

Para obtenção de um processo que auxilie na escolha de áreas para implantação de um aterro sanitário, além da utilização de dados corretos, é imprescindível o uso de um modelo lógico que consiga compilar as informações disponíveis e contribuir nas decisões advindas desse processo. Nesse sentido, os primeiros resultados gerados – pesos dos critérios considerados para seleção de áreas de aterros sanitários (Tabela 4) – foram obtidos ao combinar cada critério com os demais por meio de uma matriz de comparação pareada, de acordo com os especialistas entrevistados.

**Tabela 4.** Pesos dos critérios considerados para seleção de áreas de aterros sanitários em Toritama-PE.

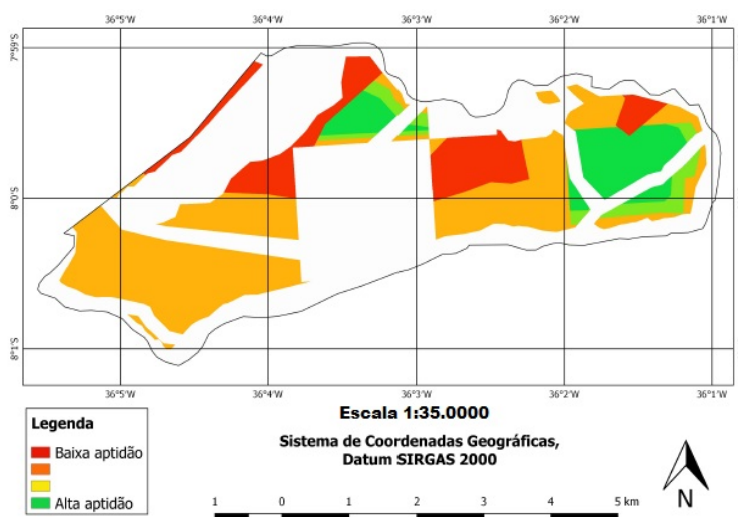
Critérios	Pesos
Tipo de solo	0.2273
Tipo de uso do solo	0.2193
Declividade	0.2633
Distância de rodovias	0.0812
Distância de áreas urbanas	0.0267
Distância dos recursos hídricos	0.1821
TOTAL	1.0000

O peso mais importante para o objetivo principal proposto é a declividade, com 0.2633, seguido por tipo de solo e tipo de uso do solo, com pesos de 0.2273 e 0.2193, respectivamente. Os critérios que receberam o menor peso foram distância de áreas urbanas (0.0267), distância de rodovias e distância dos recursos hídricos.

Percebe-se, portanto, que de acordo com a metodologia proposta, os fatores de maior relevância foram os técnicos e ambientais, pois ao priorizar a declividade, o tipo e o uso do solo, observa-se o cuidado de obter um solo com maior impermeabilidade natural e com menor declividade, reduzindo as possibilidades de contaminação do aquífero, oferecendo também condições menos críticas para os sistemas de drenagem, além da preferência por áreas agrícolas ou industriais, fora de qualquer unidade de conservação ambiental.

Ainda sobre o critério técnico, a declividade e sua escolha em detrimento aos critérios ambientais, demonstra uma inclinação dos especialistas em facilitar os aspectos técnicos e, conseqüentemente, econômicos da implantação de um aterro, deixando em evidência o cumprimento dos requisitos mínimos estabelecido por norma para a escolha de áreas para a instalação de aterros, como, por exemplo, a distância mínima de 200 metros de qualquer corpo d'água.

Com a obtenção dos pesos, utilizou-se o módulo MCE do SIG TerraSet para a obtenção do mapa de aptidão (Figura 8) para o município de Toritama-PE. Ao analisar o mapa, percebe-se que quase 100% as áreas próximas ao perímetro do município são vistas com áreas de baixa ou nula aptidão à implantação de aterros sanitários, tal fato pode estar associado essencialmente a presença de corpos hídricos nas margens do município, além da presença de terraços aluviais no perímetro do sudoeste a sudeste, como foi mostrado no mapa de solos (Figura 2) e hidrográfico (Figura 6).



**Figura 8.** Mapa de aptidão para implantação de aterro sanitário em Toritama-PE.

Em relação ao tipo de solo, todas as áreas com média a alta aptidão possuem solos argilosos – com baixa permeabilidade, o que dificulta a contaminação de águas subterrâneas devido ao chorume gerado pelos resíduos sólidos – e a presença de estradas nas proximidades. Dentre essas áreas, observa-se essencialmente que as áreas de alta aptidão possuem maior distância dos recursos hídricos. Uma das áreas com maior aptidão para instalação do aterro foi à leste do município, certamente tal resultado possui influência da baixa declividade presente nessa região e a presença de estradas, assim como foi visto no mapa de altitude e de rede viária (Figuras 4 e 5, respectivamente). A presença de redes viárias, além de solos argilosos na região sudoeste do município também pode ter favorecido à aptidão média para implantação de aterros e essa classificação – não tão alta mesmo havendo fatores positivos – nessa região pode ter sido influenciada pela presença de maior declividade.

## Conclusões

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos tem sido uma questão difícil para os gestores públicos e outros tomadores de decisão envolvidos no setor, por se tratar de processo que possui uma grande carga poluidora. Nesse sentido, a metodologia descrita neste trabalho pode ser adaptada de acordo com os dados disponíveis para a região e/ou acréscimo de fatores presentes em outros estudos de caso, obtendo resultados preliminares satisfatórios e confiáveis para seleção de área para implantação de aterros sanitários.

Para o município de Toritama-PE, foram encontradas áreas com alta e média aptidão à alocação de aterros sanitários, de acordo com os parâmetros analisados. As áreas com alta aptidão se destacaram por serem distantes de cursos de água, próximas a rodovias, com baixa declividade e com tipo de solo argiloso (baixa permeabilidade). Porém, como são resultados de caráter preliminar, há fatores que não foram considerados na análise, como por exemplo, direção e velocidade de vento e profundidade do lençol freático. Sendo assim, reitera-se a importância do uso de informações mais específicas no processo decisório para implantação dos aterros sanitários, a fim de obter uma segurança ambiental, eficiência técnica e menores custos relacionados ao projeto no futuro.

Quanto ao uso do software de geoprocessamento TerrSet, esse mostrou-se uma ferramenta prática e eficaz para a seleção de áreas aptas à implantação de aterros sanitários, visto que inclui diversos módulos para o monitoramento do meio ambiente e gerenciamento de recursos naturais, detecção de mudanças e análises de séries temporais, análises multicritérios e de indecisão (incluindo análises Bayesianas e Fuzzy) etc. Este incorpora ferramentas de processamento e análise de imagem do IDRISI, associado a uma coleção de aplicações verticais. O TerrSet pode ser adotado como ferramenta de apoio à decisão em diversas áreas da Engenharia.

Por fim, espera-se que esta pesquisa contribua na avaliação e seleção de áreas potenciais à instalação de aterros sanitários, utilizando metodologia multicritério associada com geoprocessamento, pois permite a participação de especialistas e atribuição de critérios ambientais e econômicos. Dessa forma, pode auxiliar no desenvolvimento de estudos com o tema em questão e na universalização da Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil, reduzindo custos operacionais e impactos ao meio ambiente.

## Referências bibliográficas

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 8419 Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro.

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13896 Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2018) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017*, São Paulo. Acesso em 20 de julho de 2019, disponível em: [http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama\\_abrelpe\\_2017.pdf](http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf)
- Afzali, A., Sabri, S., Rashid, M., Samani, J. M. V., Ludin, A. N. M. (2014) Inter-Municipal landfill site selection using analytic network process, *Water Resource Management*, **28**, 2179-2194. doi: <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0605-3>
- Almeida, A. Teixeira (2010) *O conhecimento e o uso de métodos multicritérios de apoio a decisão*, 2a ed., Editora Universitária da UFPE, Recife, 192 pp.
- Andrade, A. J. B., Barbosa, N. P. P (2015) Combinação do método AHP e SIG na seleção de áreas com potenciais para a instalação de aterro sanitário: caso da ilha do Fogo, na República de Cabo Verde. *Revista de Geografia (UFPE)*, **32**(2), 248-266.
- Aragonés-Beltrán P., Pastor-Ferrando J. P., García-García F., Pascual-Agulló, A. (2010) An Analytic Network Process approach for siting a municipal solid waste plant in the Metropolitan Area of Valencia (Spain) *Journal of Environmental Management*, **91**, 1071–1086. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.12.007>
- Bohnenberger, J. C., Pimenta, J. F. de P., Abreu, M. V. S., Comini, U. B., Calijuri, M. L., Moraes, A. P. de, Pereira, I. da S. (2018) Identificação de áreas para implantação de usina de reciclagem de resíduos da construção e demolição com uso de análise multicritério. *Ambiente Construído*, **18**(1), 299–311. doi: <https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000100222>
- Costa, C. W., Lorandi, R., Serikawa, V. S., Ferreira, T. S., Stanganini, F. N., Gonçalves, N. P. S., Lollo, J. A. (2018) Análise multicritério aplicada à seleção de áreas para implantação de aterros sanitários na bacia do ribeiro do meio (Leme, SP), em escala 1:50.000. *Sociedade e Natureza*, **50**(1), 205-227. doi: <https://doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-9>
- Delgado, O. B., Mendoza, M., Granados, E. L., Geneletti, D. (2008) Analysis of land suitability for the siting of inter-municipal landfills in the Cuitzeo Lake Basin, Mexico. *Waste Management*, **28**(7), 1137–1146. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.07.002>
- Demesouka, O. E., Vavatsilkos, A. P., Anagnostopoulos, K. P. (2016) Using MACBETH multicriteria technique for GIS-Based landfill suitability analysis. *Journal of Environment Engineering*, **142**(10), 04016042. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001109](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001109)
- Embrapa. Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco. Recife: Embrapa Solos UEP Recife/SPRRA-PE, 2002.
- Freitas, A. L. P., Cordeiro, A. G. (2011) Priorização de requisitos para o desenvolvimento de software: Uma abordagem multicritério utilizando o método AHP. *Produto & Produção*, **12**(2), 87-107. doi: <https://doi.org/10.22456/1983-8026.15131>
- Gbanie, S. P., Tengbe, P. B., Momoh, J. S., Medo, J., Kabba, V. T. S. (2012) Modelling landfill location using Geographic Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA): Case study Bo, Southern Sierra Leone. *Applied Geography*, **36**, 3–12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.06.013>
- Geneletti, D. (2010) Combining stakeholder analysis and spatial multicriteria evaluation to select and rank inert landfill sites. *Waste Management*, **30**(2), 328–337. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.039>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) Acesso em 12 de setembro de 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/toritama/panorama>
- Korucu, K. M., Erdagi, B. (2012) A criticism of applications with multi-criteria decision analysis that are used for the site selection for the disposal of municipal solid wastes. *Waste Management*, **32**(12), 2315–2323. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.003>

- Montaño, M., Ranieri, V. E. L., Schalch, V., Fontes, A. T., Castro, M. C. A. A. D., Souza, M. P. D. (2012) Integração de critérios técnicos, ambientais e sociais em estudos de alternativas locais para implantação de aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **17**(1), 61-70. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000100010>
- Moura, A. C. M., Jankowski, P. L. (2014) Contribuições aos estudos de análises de incertezas como complementação às análises multicritérios-“Sensitivity Analysis to Suitability Evaluation”. *Revista Brasileira de Cartografia*, **68**(4), 665-684.
- Nyerges, T. L., Jankowski, P. (2010) *Regional and Urban GIS: Decision support approach*. Editora The Guilford Press, New York, 248 pp.
- Perpiña, C., Martínez-Llario, J. C., Pérez-Navarro, Á. (2013) Multicriteria assessment in GIS environments for siting biomass plants. *Land Use Policy*, **31**, 326–335. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.07.014>
- Spigolon, L. M. G., da Costa Souza, N., Larocca, A. P. C., Giannotti, M. A., Russo, M. A. T., Alonso, J. M. (2015) Seleção de áreas adequadas para a instalação de aterro sanitário utilizando SIG e análise multicritério-estudo de caso: UGRHI 5 (Piracicaba/Capivari/Jundiaí) *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR*, João Pessoa-PB, Brasil, 1983-1990.
- Uyan, M. (2013) MSW landfill site selection by combining AHP with GIS for konya, Turkey. *Environment Earth Science*, **71**(4), 1629-1639. doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2567-9>
- Weber, E., Hasenack, H. (2000) Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados, *Congresso e feira para usuários de geoprocessamento da América Latina*, Salvador, Brasil.
- Yal, G. P., Akgun, H. (2013) Landfill site selection and landfill liner design for Ankara, Turkey. *Environmental Earth Science*, **70**(6), 2729-2752. doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2334-y>

# REVISTA AIDIS

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

## BACTERIAL ESTABLISHMENT DURING THE FIRST YEAR OF OPERATION OF AN UNSATURATED AND A PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS

Catiane Pelissari <sup>1</sup>  
Cristina Ávila Martín <sup>2</sup>  
Alcione A. Alves <sup>3</sup>  
\* Pablo H. Sezerino <sup>1</sup>

Recibido el 9 de octubre de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

Based on seven sampling campaigns during the first year of operation of an unsaturated (UVF) and a partially saturated vertical (SVF) subsurface flow constructed wetland the dynamics of nitrogen transforming bacteria were unravelled. Ammonia oxidizing populations (*Nitrosomonas* and *Nitrospira*) showed large variations throughout the study, especially in the top layer of both wetlands, whereas in the bottom layers lower abundance and no temporal variation was found. Nitrite oxidizing bacteria (*Nitrobacter* and *Nitrospira*) displayed little fluctuations and were identified in higher abundance in the bottom of the UVF wetland, and the top of the SVF wetland. Denitrifying bacteria exhibited no significant changes over time in both wetlands. In addition, the saturation of the bottom part of the SVF caused denitrification to occur over time in greater magnitude in the SVF wetland than in the UVF wetland, coinciding with the greater abundance of denitrifiers in this wetland configuration.

**Keywords:** constructed wetlands, bacterial temporal dynamics, start-up period, nitrifying-denitrifying biofilm development.

<sup>1</sup> GESAD-Decentralized Sanitation Research Group, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Trindade, Florianópolis, Santa Catarina, 88040-900, Brazil.

<sup>2</sup> AIMEN Technology Center, Porriño, Pontevedra, Spain.

<sup>3</sup> Federal University of Fronteira Sul, Cerro Largo, Rio Grande do Sul, 97900-000, Brazil.

\*Corresponding author: GESAD-Decentralized Sanitation Research Group, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Trindade, Florianópolis, Santa Catarina, 88040-900, Brazil. Email: [pablo.sezerino@ufsc.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.br)

## Introduction

Constructed wetlands (CW) are systems widely used in the world for treatment of various wastewater types, under the most varied technological arrangements and configurations. Vertical subsurface flow (VF) is a CW modality that is employed primarily for carbonaceous organic matter removal and nitrification. The greater performance of this wetland type over the horizontal subsurface (HF) and free water surface flow wetlands occurs due to its unsaturated characteristics, provided by the intermittent feeding and drainage through the bottom, which originates predominantly aerobic environments along the filter media depth (Kadlec and Wallace, 2009). In this way, VF wetlands can be employed either as sole treatment technologies or combined with others CW modalities, especially when total nitrogen removal is aimed, constituting hybrid systems (Álvarez *et al.*, 2017; Torrijos *et al.*, 2016).

Over time, many improvements have been conducted especially to maximize the nitrogen removal in VF wetlands, including the use of hybrid systems (Vymazal, 2013), systems with fill and drain cycles known as tidal flow (Austin *et al.*, 2006; Hu *et al.*, 2014), the recirculation of final effluent (Al-Zreiqat *et al.*, 2018; Foladori *et al.*, 2013), the use of aeration in the VF wetland with waste gas purification from biological treatment (Zhang *et al.*, 2018), as well as the intermittent aeration (Jia *et al.*, 2018), the application of a filter media that promotes greater microbial activity such as biochar (de Rozari *et al.*, 2018), or even the use of filter media that have nutrient adsorption capacity (Saeed and Sun, 2011; Yakar *et al.*, 2018). Recently it was evidenced that operating a classical VF wetland with a bottom layer saturation, known as partial saturated vertical flow (SVF) wetland, increased total nitrogen (TN) removal (Carvalho Jr. *et al.*, 2018; Dong and Sun, 2007; Martínez, *et al.*, 2018; Pelissari *et al.*, 2017a; 2018), being nitrification-denitrification (NDN) process the main nitrogen removal pathway in this unit. Pelissari *et al.* (2018) showed that a SVF wetland removed twice as total nitrogen (TN) load (56 %) compared to an unsaturated VF wetland (36 %). Moreover, low oxidized nitrogen in the SVF wetland effluent was identified (1 mg L<sup>-1</sup> vs. 26 mg L<sup>-1</sup> in SVF and VF wetland effluents, respectively). Dong and Sun (2007) showed a TN removal efficiency of 25 % for a VF wetland and 37 % for a SVF wetland.

Despite CW have been long considered a black box, it is already clear that nitrogen transformations in this system are linked to the microbial community developed in the filter media (Button *et al.*, 2015; Langergraber, 2007; Meng *et al.*, 2014). In this context, recent studies conducted in VF and SVF wetlands have shown new perspectives related to the microbial dynamics linked to nitrogen transformation pathways. Firstly, it was discovered that the first step of nitrification in VF and SVF wetland is performed by bacteria and archaea, being ammonia oxidizing archaea (AOA) more metabolically active than ammonia oxidizing bacteria (AOB) (Pelissari *et al.*, 2017b; 2018). Hereafter, in SVF and VF wetlands 'nitrification aggregates' were identified in the biofilm of the filter beds, where AOA and nitrite oxidizing bacteria (NOB) showed an association in the nitrification process. Moreover, active denitrifying populations increased in the bottom layer of a SVF wetland (Pelissari *et al.*, 2018). Recently, Lai *et al.* (2020) showed that the



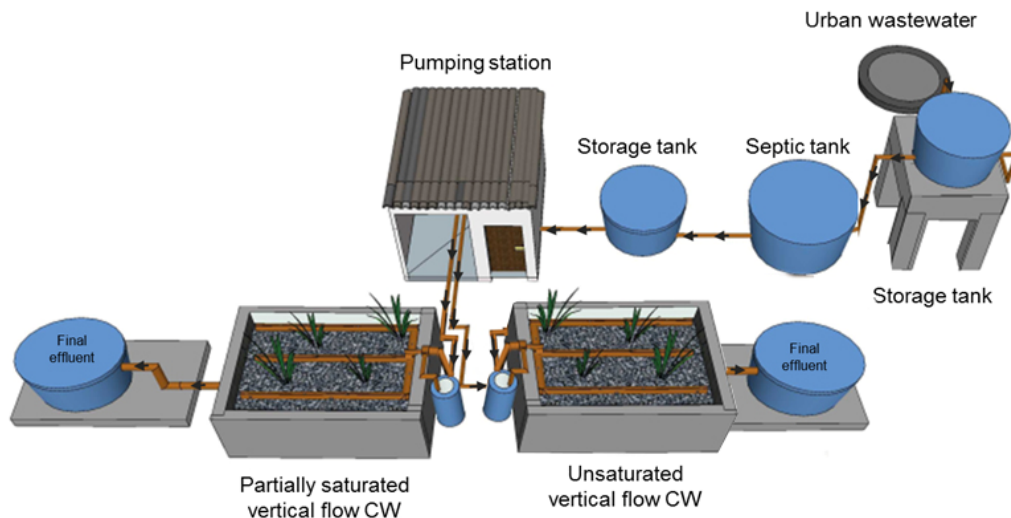
increase of the COD/N ratio promoted the absolute abundances of the denitrifying functional genes in a VF wetland. In another study, heterotrophic nitrification and aerobic denitrification bacteria were identified (Tan *et al.*, 2020).

In this way, microbial populations can serve as the most sensitive and rapid bioindicator in response to various pollutants, including nitrogen transformations, due to their rapid growth rates and quick response to changes (Urakawa and Bernhard, 2017). However, many studies reporting microbial dynamics are based on punctual sampling campaigns. This sampling strategy reports the situation of microbial structure at the time the sample was collected and not a real behavior based on temporal and operational variations of CW system. The current study evaluated the interactions of nitrifying and denitrifying populations in a typical unsaturated vertical (UVF) wetland and a SVF wetland operated under the same conditions treating urban wastewater. A periodical assessment of the nitrogen transforming bacterial communities was carried out over a year of operation by microbiological analyses.

## Materials and methods

### Description of the wastewater treatment plant

The wastewater treatment system was implemented in south Brazil (27° 35' 48" latitude 48° 32' 57" longitude), under subtropical climate. This was comprised by a septic tank (3 m<sup>3</sup>) as primary treatment, followed by an UVF and a SVF wetland operated in parallel (Fig. 1). The wetlands were commissioned in June 2015 and were designed to treat urban wastewater for a demand of a residential family composed by 5 people equivalent.



**Figure 1.** Diagram of the wastewater treatment plant indicating the treatment line.

Each wetland had a surface area of 7.5 m<sup>2</sup> (2.3 m × 3.3 m) and was planted with *Typha domingensis*. The UVF wetland was operated typically unsaturated (0.70 m free drainage), with sand (d<sub>10</sub>= 0.21 mm and Cu= 5.1) as filter media. The SVF wetland had the bottom part (0.40 m) saturated (57 % of total depth) by setting the outlet pipe at that height and the bed media was sand (d<sub>10</sub>= 0.29 mm and Cu= 4.05). Each wetland received an average flow of 470 L d<sup>-1</sup>, resulting in organic (OLR) and hydraulic loading rates (HLR) of 35 g COD m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> and 63 mm d<sup>-1</sup>, respectively. Both wetlands operated with cycles of feed and rest of 3.5 days. Feeding was done by intermittent pumping, totaling around 3 (Mo and Thu) and 4 (Tu and Wed) pulses d<sup>-1</sup> (157 and 117 L per pulse<sup>-1</sup>, respectively).

Influent and effluent samples from each CW were grabbed fortnightly during the study period (June 2015 to July 2016). These samples were collected after of a drainage period of approximately 15 min, referent the first feeding pulse of the day (around 9 am). Samples were taken to the adjacent laboratory for analysis of the following water quality parameters: pH, alkalinity, total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (NH<sub>4</sub>-N) and oxidized nitrogen species (NO<sub>x</sub>-N). The determination of these parameters was done by following standard methods (APHA, 2005). NH<sub>4</sub>-N analysis was conducted following Vogel (1988).

#### Sampling and assessment of bacterial dynamics

Quantitative essay of functional genes from total eubacteria (16S rRNA), nitrifying (*amoA*) and denitrifying bacteria (*norB* and *nosZ*), as well as diversity of bacterial community were determined through quantitative polymerase chain reaction (qPCR) and next generation sequencing (NGS) analyses, respectively.

During the first year of CW operation (July 2015 to July 2016), filter media samples from top (0 - 15 cm depth) and bottom (60 - 70 cm depth) layers of UVF and SVF wetlands were collected at two points in each layer. Samples were collected every two months totalizing seven sampling campaigns throughout the study (first, third, fifth, seventh, ninth, eleventh and twelfth month of operation). All samples were collected with the aid of a properly sterilized soil sampler. Moreover, the filter media collection and storage of the samples followed recommendations of Pelissari *et al.* (2017; 2018). qPCR analysis was performed at all sampling campaigns. Meanwhile, NGS assays were conducted in samples collected at the end of each season of the year (winter and spring 2015, and summer, fall and winter 2016).

DNA extraction from of approximately 0.25 g of filter media was carried out in triplicate at each sampling campaign using protocol of Power Microbiome™ DNA Isolation kit (MOBIO Laboratories, Inc., Carls- bad, CA). DNA extracts were kept frozen at -80 °C until further analysis. qPCR analysis of eubacteria was conducted on the V3 hypervariable region of 16S rRNA following Prenafeta-Boldú *et al.* (2012). Nitrifying population was quantified by ammonia monooxygenase α-subunit encoding gene (*amoA*) as

recommended by Rotthauwe *et al.* (1997). The denitrifying population was accessed by means of two genes expressed during the denitrification process. *norB* catalytic subunit of nitric oxide reductase and typical denitrifier *nosZ* (clade I) that catalytic subunit of nitrous oxide reductase, were quantified (Braker and Tiedje, 2003; Calder *et al.*, 2014). All samples were analyzed in triplicate by means of three independent samples. The standard curve of each target gene was designed by using FunGene data base (<http://fungene.cme.msu.edu/>) five gBlocks® Gene Fragments (IDT, Integrated DNA Technologies). Serial dilutions ( $10^{10}$  to  $10^2$  gene copies  $\mu\text{l}^{-1}$ ) from synthetic genes were subjected to qPCR assays in duplicate. qPCR reactions fitted quality standards efficiencies between 95 and 110 % and  $R^2$  above 0.995. qPCR reaction was analyzed using the 7500 real-time PCR system (Applied Biosystems, The Netherlands).

A 16S rRNA assessment was performed through MiSeq platform to study the diversity of bacterial populations. 16S rRNA libraries targeting V3–V4 regions from eubacterial populations were sequenced by utilizing MiSeq Illumina sequencing platform at Neoprosperta microbiome technologies following manufacturer's instructions. Primer set U341F (5'-CCTACGGGSGCAGCAG-3') and 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') were used. Downstream MiSeq data analysis was carried out by using QIIME software version 1.8.0. The obtained DNA reads were compiled in FASTq files for bioinformatics processing. Quality filtering of the reads was performed at Q25, prior to the grouping into operational taxonomic units (OTUs) at 97 % sequence homology cutoff. The following steps were performed using QIIME: Denoising using Denoiser (Reeder and Knight, 2010), reference sequences for each OTU were obtained via the first method of UCLUST algorithm (Edgar, 2010), for sequence alignment and chimera detection the algorithms PyNAST and ChimeraSlayer (Caporaso *et al.*, 2010; Haas *et al.*, 2011) were used. OTUs were then taxonomically classified using BLASTn against GreenGenes and RDP (Bayesian Classifier) database and compiled into each taxonomic level (DeSantis *et al.*, 2006).

#### Statistical data analyses

The Shapiro-Wilk test was performed on conventional wastewater quality parameters to determine whether data were normally distributed. Given that data followed a normal distribution, t-tests were conducted to compare pH, alkalinity, TSS, COD, BOD<sub>5</sub>, TN, NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>x</sub>-N values between effluents of the two wetlands. The significance threshold was established at 0.05. Moreover, Pearson's correlational analysis was used to identify significant linear relationships between NH<sub>4</sub>-N removal efficiency and NO<sub>x</sub>-N production, as well as TN removal efficiency and BOD<sub>5</sub>/COD ratio.

In relation to the abundance of genes copies identified by qPCR, the Shapiro-Wilk test was executed to identify the normalization of the data. According to a normal distribution, a t-test n analysis was performed including different combinations. Firstly, average values of the seven sampling campaigns conducted at each layer of two CW was utilized to verify whether there was a statistical difference between (i) different layers of the same wetland; (ii) the same layer of the different wetlands. Subsequently, to

assess possible temporal-based significance, the number of gene copies (16S rRNA, *amoA*, *norB*, *nosZ*) quantified in each sampling campaigns (top and bottom layer; UVF and SVF wetland) were evaluated. The significance threshold of the t-test was established at 0.05. Moreover, relationships among the N functional genes and the ambient temperature significance were tested with the Pearson correlation coefficient. The variables were tested for normality before further analysis.

For evaluation of the diversity of the bacterial community, number of OTUs, Shannon index (H), Goods coverage and Chao1 richness estimator were calculated by using the Monthur software v.1.134.4. All the estimators were normalized to 50,000 reads within the range of the lowest number of reads among the different samples. All statistical analyses were performed by means of Statistic 12.0 software (California, USA).

## Results and discussion

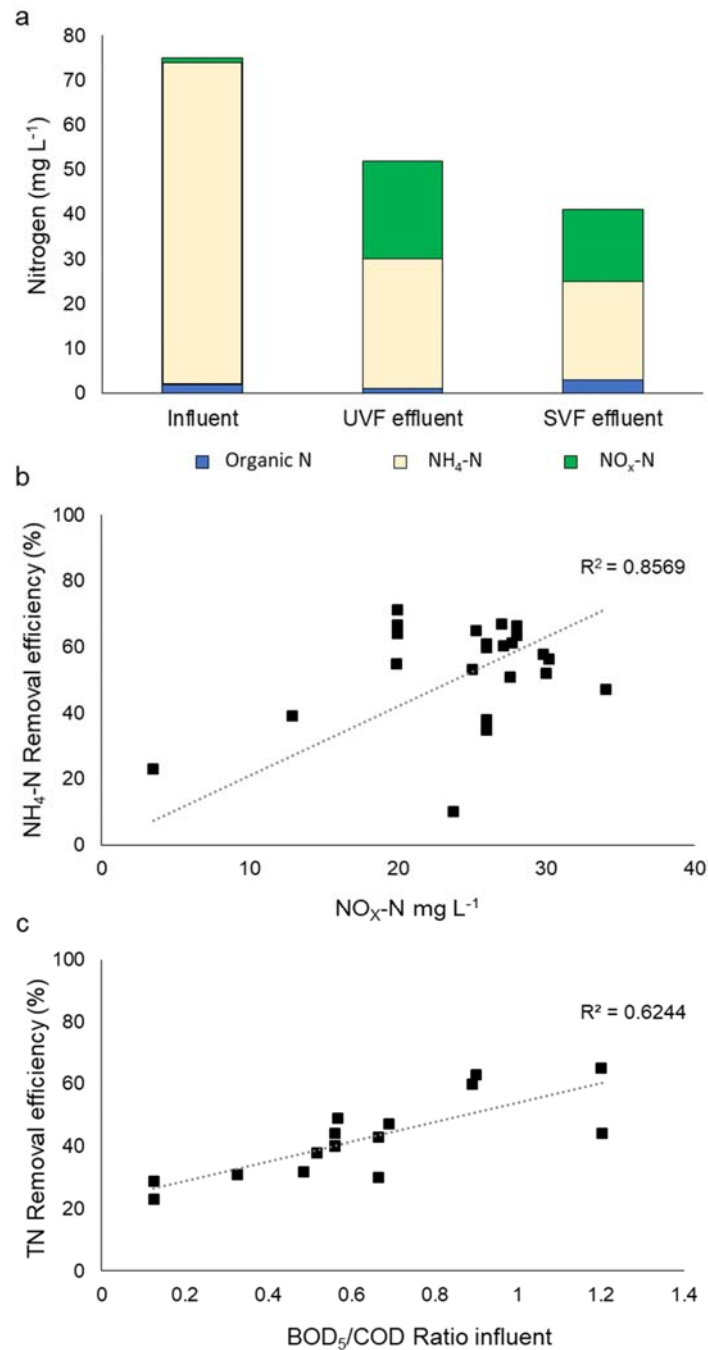
### General treatment performance of the vertical flow constructed wetlands

In general, the SVF wetland showed a higher treatment performance than the UVF wetland (Table 1). TSS removal efficiency was similar in both wetlands (95 % for SVF and 92 % for the UVF wetland), showing no statistical significance. The COD removal efficiency was however significantly higher in the SVF wetland (90 %) than in the UVF wetland (85 %). This difference could be associated with the higher retention time of the SVF wetland effluent providing longer time for COD removal. In influent wastewater, most of the nitrogen was in the form of  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Fig. 2a). The removal of  $\text{NH}_4\text{-N}$  was similar in the SVF (62 %) and UVF wetland (58 %), showing no statistical difference. The main mechanism associated with the  $\text{NH}_4\text{-N}$  elimination was nitrification, due to  $\text{NO}_x\text{-N}$  production identified in effluent from both units (Fig. 2b). These results showed that the saturated layer of SVF wetland did not limit the nitrification process. This same behavior was identified in another SVF wetland (Pelissari *et al.*, 2018). Meanwhile, TN removal was significantly higher in the SVF (45 %) than the UVF wetland (34 %). This behavior showed a greater denitrification in the SVF wetland due to the presence of reducing environments provided by the saturated zone (Fig. 2a,b).

**Table 1.** Average (standard deviation) and mean removal efficiency of the unsaturated (UVF) and partially saturated vertical (SVF) flow constructed wetlands of the first year of operation.

Parameters n=29	Influent wastewater	UVF wetland effluent	SVF wetland effluent	Removal efficiency (%)	
				UVF wetland	SVF wetland
<sup>a</sup> pH	7.2 (0.2)	6.6 (0.3)	6.8 (0.4)	-	-
<sup>a</sup> Alkalinity (mg L <sup>-1</sup> )	282 (36)	82 (55)	118 (79)	-	-
TSS (mg L <sup>-1</sup> )	43 (18)	4 (5)	3 (6)	92 (11)	95 (10)
<sup>a</sup> BOD <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	280 (48)	40 (14)	28 (12)	86 (4)	90 (4)
<sup>a</sup> COD (mg L <sup>-1</sup> )	557 (149)	82 (55)	57 (54)	85 (8)	90 (7)
<sup>a</sup> TN (mg L <sup>-1</sup> )	75 (15)	52 (16)	41 (12)	34 (12)	45 (13)
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg L <sup>-1</sup> )	72 (15)	29 (10)	22 (15)	58 (15)	62 (20)
<sup>a</sup> $\text{NO}_x\text{-N}$ (mg L <sup>-1</sup> )	1 (3)	22 (11)	16 (10)	-	-

<sup>a</sup> Significant difference (t-test) between effluent concentrations of the UVF and SVF wetlands ( $p < 0.05$ ).



**Figure 2.** Nitrogen transformations in the unsaturated (UVF) and partially saturated vertical (SVF) subsurface flow wetlands. a) Nitrogen species concentrations in influent wastewater, and effluent of the UVF and SVF wetlands; b) Correlation plot of NH<sub>4</sub>-N removal efficiency vs. effluent NO<sub>x</sub>-N in the UVF wetland; c) Correlation plot of TN removal efficiency vs. influent BOD<sub>5</sub>/COD ratio in the SVF wetland.

The increase in the denitrification process due to the presence of the saturated layer in the SVF wetland has already been reported by previous studies (Carvalho Jr. *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2018; Pelissari *et al.*, 2018). Nevertheless,  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentrations at the effluent of the SVF were still high ( $16 \text{ mg L}^{-1}$ ), which indicates incomplete denitrification despite the saturation of 57 % of its total media depth. This could be explained by the lack of sufficient biodegradable matter for denitrifying bacteria to carry out the denitrification process during the early stage of the system's operation. Pelissari *et al.* (2018) showed complete denitrification process in a SVF wetland ( $<1 \text{ mg L}^{-1}$  of  $\text{NO}_x\text{-N}$  at the effluent), which had been in continuous operation for more than 5 years. Low  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  ratios in influent wastewater (about 0.5) might have also contributed to the low denitrification rates, as depicted in Fig. 2c, and being in accordance with Sun and Saeed (2009).

According to Ye and Li (2009) it is necessary 2.86 g of  $\text{BOD}_5$  to transform 1 g of  $\text{NO}_3\text{-N}$  to  $\text{N}_2$ . In this way, low organic carbon availability may have impaired the denitrification process, which might improve as the system's ages and organic matter accumulates in the filter media. This same tendency was reported in a previous study conducted in a SVF wetland where TN removal was very variable (29 to 42 %) due to the limiting conditions for denitrification by the lack of carbon in the medium (Saeed and Sun, 2017). Moreover, Martínez *et al.* (2018) showed greater TN removal efficiency in a SVF wetland (73 %) when operating with internal solid source of organic carbon (corn cob), compared to the SVF wetland without any external carbon source (60 %).

#### Spatial and temporal bacterial dynamics within the depth profile of the vertical flow constructed wetlands

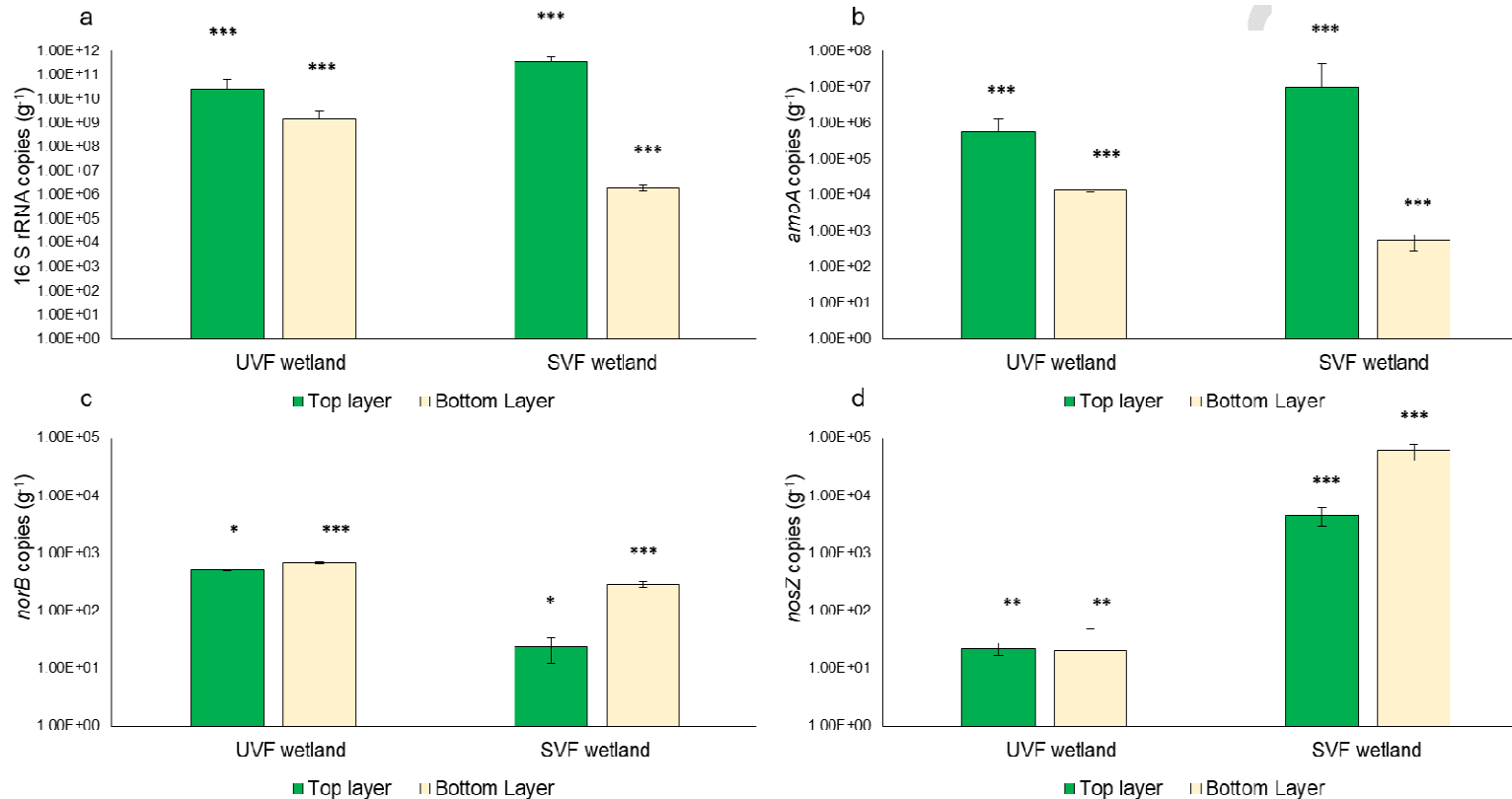
##### Global nitrifying and denitrifying functional genes quantification

Eubacterial population showed a different behavior between the layers and CW units (Fig. 3a). In the top layer, bacterial abundance was one order of magnitude higher at the SVF wetland ( $10^{11}$  16S rRNA copies  $\text{gene g}^{-1}$ ) than at the UVF wetland ( $10^{10}$  16S rRNA copies  $\text{gene g}^{-1}$ ). On the other hand, in the bottom layer the bacterial profile was inverted (Fig. 3a), being three orders of magnitude higher at the UVF wetland ( $10^9$  vs.  $10^6$  16S rRNA copies  $\text{gene g}^{-1}$  in the UVF and SVF, respectively). This behavior can be associated with the operational configuration of each wetland type. In the first place, the greater bacterial abundance at the bottom in relation to the top of the UVF wetland may be associated with the oxygen availability throughout the depth of this wetland bed when operating under relatively low OLR ( $35 \text{ g COD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). This is in accordance with Pelissari *et al.* (2017), which reported higher bacterial abundance at the bottom when operating an UVF under a lower OLR (80 vs.  $130 \text{ g COD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Meanwhile, the lower bacterial abundance identified in the bottom layer of the SVF wetland in relation to the top could be related to the low oxygen concentrations at the saturated layer. Pelissari *et al.* (2018) showed that the implementation of the partial saturation of a UVF wetland resulted in a decrease in the eubacterial abundance. In this way, the oxygen availability present in the filter media seems to exert a direct influence on the bacterial community stratification in VF wetlands.

Regarding AOB, *amoA* showed a higher abundance at the top layer of both CW (Fig. 3b), being one order of magnitude greater at the SVF than at the UVF unit ( $10^6$  vs.  $10^5$  copies  $g^{-1}$ , respectively). On the other hand, the abundance of AOB was significantly lower at the bottom layer of both wetlands, particularly at the SVF unit ( $10^4$  vs.  $10^2$  *amoA* copies  $g^{-1}$  in UVF and SVF, respectively) (Fig. 3b). The higher AOB abundance at the top layer of the SVF in relation to the UVF wetland could be attributed to a displacement of these populations to the upper layer due to the anoxic/anaerobic conditions of the saturated zone. Conversely, in the UVF wetland, where oxic conditions predominated within the filter media, AOB populations showed a fairly uniform distribution throughout the vertical profile. This is also in agreement with Pelissari *et al.* (2018), which identified higher AOB abundance at the top of the SVF in respect to the UVF wetland, when operating under similar OLR ( $40 \text{ g COD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Obtained results indicate that the saturated conditions of the SVF wetland influenced the AOB community structure, suggesting that nitrification occurred in a larger magnitude in the first 15 cm of this wetland type, whereas within the UVF wetland the nitrification process took place even at deeper layers of the unit.

Furthermore, denitrifying populations (*norB* and *nosZ*) were identified throughout the vertical profile of both wetlands (Fig. 3c and d). In the UVF wetland, *norB* gene, which is associated with  $N_2O$  production, was one order of magnitude higher ( $10^2 \text{ g}^{-1}$  copies in both layers) than the *nosZ* gene ( $10^1 \text{ g}^{-1}$  copies in both layers), which is linked to  $N_2$  accumulation. These results point out the predominance of incomplete denitrification (Lu *et al.*, 2014). This fact in the UVF wetland can be related to the high oxygen content of its filter media, as oxygen availability inhibits this process by providing a better electron acceptor for denitrifying populations to generate energy (Lu *et al.*, 2014).

In addition, nitrous oxide reductase (expressed by the *nosZ* gene) is the most sensitive enzyme to oxygen compared with the other upstream reductases, resulting in transient  $N_2O$  accumulation under aerobic conditions (Lu and Chandran, 2010). However, it is important to take into account that incomplete denitrification can also be the result of nitrifiers-denitrification. AOB populations are able to conduct nitrifier-denitrification by means of nitrite reductases (*nirS* genes) and nitric oxide reductases (*norB* genes), favoring the transformation of  $NO_2-N$  to  $N_2O$  under low oxygen environments (Kampschreur *et al.*, 2009; Kozłowski *et al.*, 2016). Oppositely, in the SVF wetland, the *norB* gene ( $10^1$  and  $10^2 \text{ g}^{-1}$  copies in top and bottom layers, respectively) was two orders of magnitude lower than the *nosZ* gene ( $10^3$  and  $10^4 \text{ g}^{-1}$  copies in top and bottom layers, respectively) (Fig. 3c and d), being both genes one order of magnitude higher at the bottom in respect to the top layer. The higher abundance of *norB* gene in the bottom of this wetland can be associated with the nitrifier-denitrification metabolism, both given the presence of AOB populations (Fig 3b) together with the limited availability of oxygen. Meanwhile, the high occurrence of the *nosZ* gene reaffirms the trend of complete denitrification until  $N_2$ , especially in the saturated layer, where anaerobic/anoxic conditions are predominant.



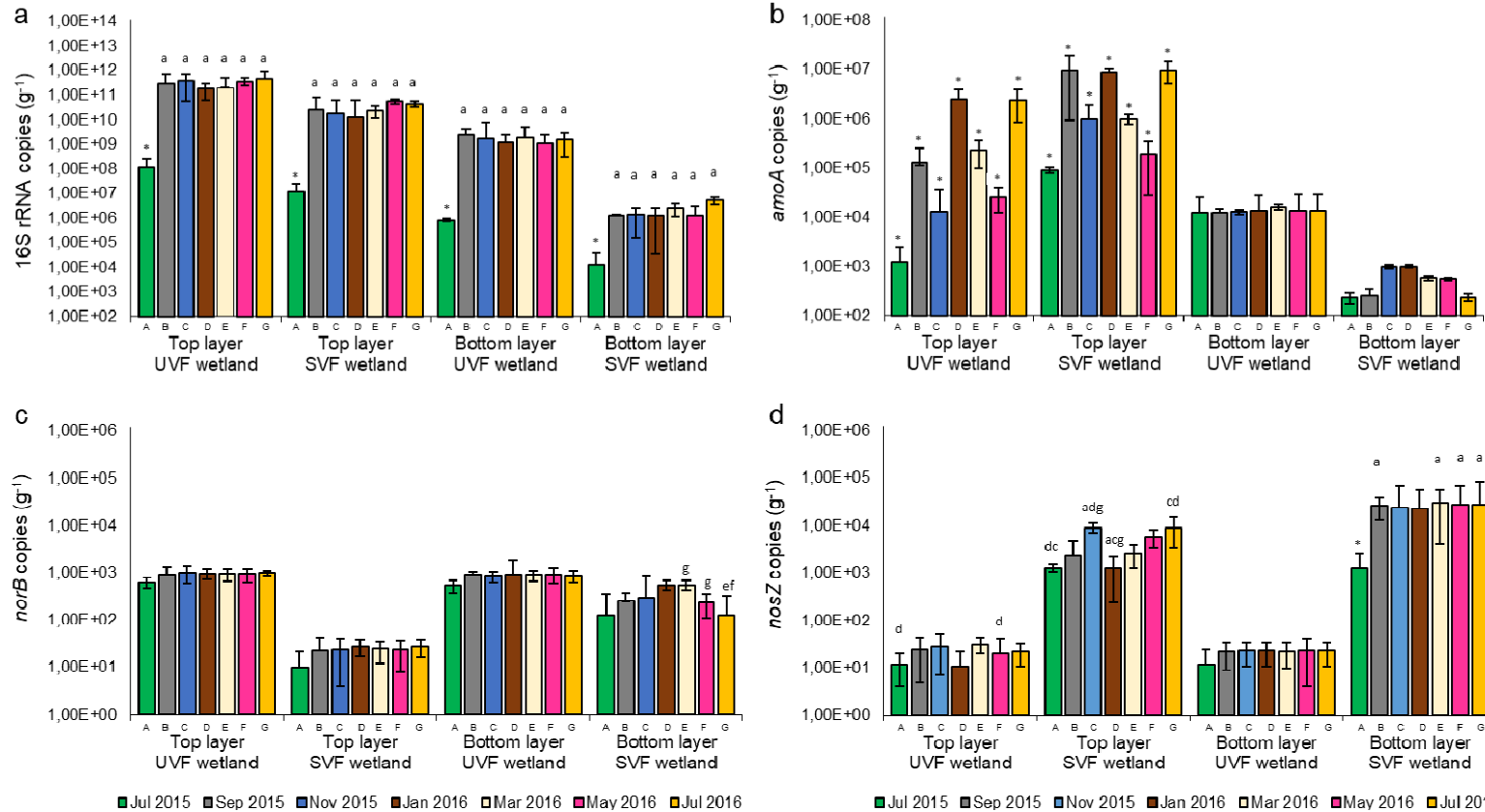
**Figure 3.** Nitrogen functional genes average from seven sampling campaigns, identified in the biofilm from top (0-15 cm) and bottom (60-70 cm) layers of the unsaturated vertical (UVF) and partially saturated vertical (SVF) flow constructed wetland, during the first year of operation. a) Average of 16S rRNA copies abundance; b) Average of *amoA* copies abundance; c) Average of *norB* copies abundance; c) Average of *nosZ* (clade I) copies abundance. Presented values are the mean and SD of independent triplicates from seven sampling campaigns. \* statistically differences between top and bottom layer of the same wetland ( $p < 0.05$ ); \*\* statistically differences between the same layer in different wetlands ( $p < 0.05$ ); \*\*\* statistically differences between the top and bottom layer of the same wetland and the same layer in different wetlands ( $p < 0.05$ ).



### *Nitrifying and denitrifying bacterial temporal dynamics*

The bacterial populations revealed an interesting behavior during the first year of operation although the first sampling was statistically different from the others ( $p \leq 0.05$ ) (Fig. 4a). After the first month of operation the lowest eubacteria abundance of the study was found, in both layers and CW ( $10^7$  and  $10^8$  16S rRNA copies  $g^{-1}$  in the top, and  $10^5$  and  $10^4$  16S rRNA copies  $g^{-1}$  in the bottom layer of the UVF and SVF wetlands, respectively). After three months of operation (Sep. 2015), an increment of three orders of magnitude took place in the upper layer ( $10^{10}$  and  $10^{11}$  16S rRNA copies  $g^{-1}$  of the UVF and SVF wetlands, respectively), and four and two orders of magnitude were increased in the bottom layer in the UVF and SVF wetland, respectively ( $10^9$  and  $10^6$  16S rRNA copies  $g^{-1}$ ). At this point, similar eubacteria abundance was found between the two CW. Based on the depth profile of the UVF and SVF wetlands, bacterial stability was reached about 90 d after starting operation of the units. This finding is similar to a study conducted in a tidal flow CW, which indicated that the biomass can take up to 100 d to stabilize during batch (fill and draw) operation (Ragusa *et al.*, 2004), and is also in agreement with Weber and Legge (2011), which showed bacterial steady-state at 75 d. In addition, another study conducted in VF wetland showed that The bacterial teh 16S rRNA gene abundance increased rapidly and reached its maximum by day 85 (Truu *et al.*, 2019).

On the other hand, AOB populations exhibited a different temporal behavior between both units (Fig.4b). In the top layer of the two CW a large variation of the nitrifying population's abundance was depicted throughout the study. Statistical significance ( $p \leq 0.05$ ) was found among the samplings collected over time at this layer for both CW. The lowest abundance of these populations was identified after 30 d of operation (at the first sampling) in both wetlands ( $10^3$  and  $10^4$  *amoA* copies  $g^{-1}$  in the UVF and SVF wetlands, respectively). Thenceforth, the AOB abundance increased in the UVF ( $10^4$  to  $10^6$  *amoA* copies  $g^{-1}$ ) and in the SVF wetland ( $10^5$  to  $10^6$  *amoA* copies  $g^{-1}$ ) (Fig. 4b). Studies conducted in different wastewater treatment plants showed that a relative AOB abundance increased after 90 d of operation (Wang *et al.*, 2012). Similar results were shown by Truu *et al.* (2019) in VF wetlands where the nitrifying activity increased after 78 days of operation. Nitrifiers grow very slowly and even the fastest growing AOB, *Nitrosomonas europaea*, has a specific growth rate up to only about 2 d, equivalent to a doubling time of 8 h (Prosser, 1990). In this way, the increase of AOB after 30 d of operation observed in the current study may be associated to the period of establishment of these populations in the biofilm during the start-up phase. Thereafter, there was a large variation of the AOB abundance over time in the top layer of the two wetlands. AOB are known to be highly sensitive to several environmental factors, including temperature, pH, dissolved oxygen, and a wide variety of chemical inhibitors (Prosser, 1990). To this respect, a positive correlation was observed between air temperature and *amoA* copies from the top layer of both CW ( $R^2 = 0.86$ ). This behavior elucidates the possible influence of air temperature variation (17.6 to 25.8 °C) on the AOB abundance. The optimal temperature for nitrifying bacteria ranges from 28 to 36 °C (Hammer and Hammer, 2001). However, nitrifying communities can adapt to temperature changes and may maintain their activity at lower temperatures by metabolic adaptation (Cookson *et al.*, 2002).



**Figure 4.** Nitrogen functional genes average identified in the biofilm from top (0-15 cm) and bottom (60-70 cm) layers of the unsaturated vertical (UVF) and partially saturated vertical (SVF) flow constructed wetland over the first year of operation. a) abundance of 16S rRNA copies; b) abundance of *amoA* copies; c) abundance of *norB* copies; d) abundance of *nosZ* (clade I) copies. Presented values are the mean and SD of independent triplicates. \* statistically differences between all sampling from the same layer from the same wetland ( $p < 0.05$ ); Different letters above the columns indicate significant differences in gene abundance between different sampling over time in the same layer in the same wetland ( $p < 0.05$ ).

Moreover, higher AOB abundance was identified in the top than the bottom layer of both wetlands (Fig. 3b). The same trend was shown by Silveira *et al.* (2020). Oppositely, in the bottom layer of both wetlands, AOB populations showed similar abundances throughout time, being of  $10^4$  and  $10^2$  *amoA* copies  $g^{-1}$  in the UVF and SVF wetlands, respectively. This finding indicates that the nitrifying populations present in the bottom layer of CW are less susceptible to seasonal variations, as well as to the characteristics of influent wastewater.

In relation to denitrifying bacteria, *norB* gene showed no significant changes over the monitored period in both CW, with an abundance in the order of  $10^2$  copies  $g^{-1}$  in both layers of the UVF wetland, and of  $10^1$  and  $10^2$  copies  $g^{-1}$  in the top and bottom layers of the SVF, respectively (Fig. 4c). The key process conditions for  $N_2O$  production (*norB* expression) are associated with pH, dissolved oxygen, nitrite concentrations and carbon sources (Law *et al.*, 2012). In this way, the low variation on *norB* abundance over time can be associated with little fluctuations in environmental conditions of the filter media from both CW. Moreover, greater *norB* gene abundance was identified in the bottom layer than in the top layer of the SVF wetland, showing greater denitrification potential in this layer of the unit. For the *nosZ* gene there was much greater temporal abundance fluctuation in the top layer of both units ( $10^1$  and  $10^3$  *nosZ* copies  $g^{-1}$  in the UVF and SVF wetland, respectively) finding statistical significance ( $p \leq 0.05$ ) among the sampling campaigns for both CW (Fig. 4d). This fluctuation can be associated with the dissolved oxygen concentration within this layer. Oxygen influence on denitrification process by providing a better electron acceptor for denitrifying populations to generate energy affected the nitrous oxide reductase action (Lu *et al.*, 2014). Studies carried out with mathematical simulation in VF wetlands showed that up to 30 cm of depth, there is a great variation in the dissolved oxygen concentrations present in the filter media, whereas after that depth, oxygen concentrations remain constant (Langergraber and Simunek, 2005). Oppositely, in the bottom layer, after the first month of operation, the *nosZ* gene abundance ( $10^1$  and  $10^3$  *nosZ* copies  $g^{-1}$  in the UVF and SVF wetland, respectively) in both CW depicted an increase and remained rather stable over time, showing little fluctuation. In this way, the temporal behavior of *nosZ* indicates that the denitrification process occurred over time in greater magnitude in the SVF wetland than in the UVF unit.

#### *Bacterial population diversity*

The alpha diversity of the bacterial populations in the biofilm of the top layer of both CW (Shannon index of 6.15 – 6.68) was clearly higher than that found in the bottom layer (Shannon index of 4.12 – 4.89) (Table 2). Whereas the bacterial diversity structure was similar in the top part of both units (H 6.1 – 6.6; 6.2 – 6.5 and Chao1 4.500 – 4.600; 4.400 – 4.600 for UVF and SVF wetlands, respectively), the bottom zone of the SVF wetland (H 4.2 - 4.4 and Chao 1 3.400 – 3.600) showed a lower diversity over the whole study period than the UVF (H 4.1 - 4.8 and Chao 1 3.500 – 3.600).

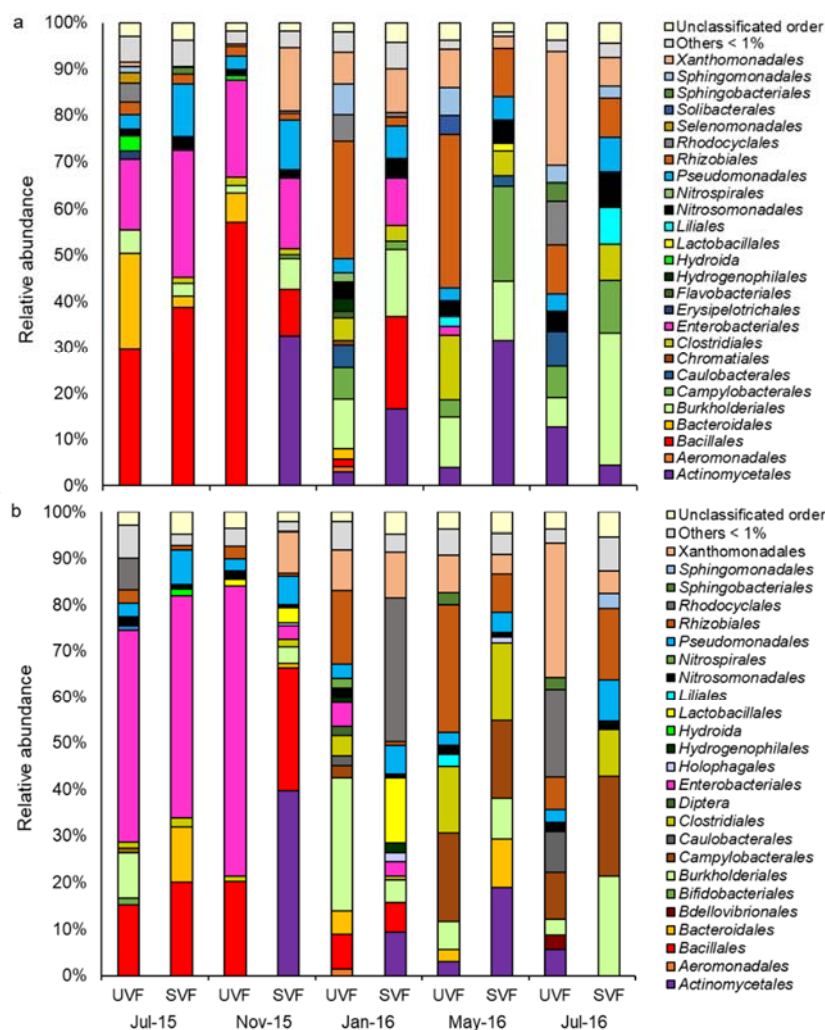
**Table 2.** Alpha diversity indexes for bacteria populations in the microbial biofilm established on the filter media of the unsaturated (UVF) and partially saturated (SVF) vertical flow wetlands during the first year of operation in the top and bottom layers (mean  $\pm$  SD).

Sampling campaign	CW unit	Reads (contigs)	Coverage <sup>1</sup>	OTUs <sup>1</sup>	Chao1 <sup>1</sup>	Shannon <sup>1</sup>
Top layer - Jul 2015	UVF wetland	71024	0.9761 (0.0003)	3586 (15)	4523 (38)	6.153 (0.0003)
	SVF wetland	71223	0.9700 (0.0002)	3579 (12)	4419 (32)	6.225 (0.0006)
Top layer - Nov 2015	UVF wetland	70125	0.9876 (0.0004)	3613 (16)	4635 (40)	6.585 (0.0002)
	SVF wetland	69128	0.9805 (0.0003)	3620 (18)	4628 (42)	6.529 (0.0008)
Top layer - Jan 2016	UVF wetland	70125	0.9733 (0.0001)	3815 (19)	4689 (51)	6.689 (0.0009)
	SVF wetland	69256	0.9801 (0.0003)	3798 (18)	4658 (47)	6.523 (0.0006)
Top layer - May 2016	UVF wetland	69375	0.9852 (0.0003)	3701 (10)	4602 (42)	6.680 (0.0005)
	SVF wetland	70124	0.9981 (0.0004)	3856 (15)	4691 (39)	6.540 (0.0002)
Top layer - Jul 2016	UVF wetland	69874	0.9832 (0.0001)	3823 (12)	4692 (42)	6.659 (0.0008)
	SVF wetland	69689	0.9842 (0.0002)	3872 (13)	4685 (47)	6.526 (0.0003)
Bottom layer - Jul 2015	UVF wetland	59288	0.9881 (0.0004)	3452 (11)	3545 (42)	4.126 (0.0003)
	SVF wetland	59835	0.9832 (0.0002)	3356 (15)	3489 (48)	4.256 (0.0005)
Bottom layer - Nov 2015	UVF wetland	63895	0.9765 (0.0002)	3456 (16)	3556 (38)	4.385 (0.0009)
	SVF wetland	63256	0.9832 (0.0001)	3345 (15)	3425 (34)	4.316 (0.0002)
Bottom layer - Jan 2016	UVF wetland	64589	0.9895 (0.0003)	3458 (14)	3550 (36)	4.552 (0.0004)
	SVF wetland	65895	0.9834 (0.0003)	3478 (12)	3529 (37)	4.468 (0.0003)
Bottom layer - May 2016	UVF wetland	64375	0.9702 (0.0002)	3525 (11)	3619 (38)	4.856 (0.0002)
	SVF wetland	63568	0.9823 (0.0004)	3458 (10)	3549 (39)	4.495 (0.0006)
Bottom layer - Jul 2016	UVF wetland	64528	0.9872 (0.0003)	3532 (11)	3610 (38)	4.896 (0.0003)
	SVF wetland	65893	0.9845 (0.0002)	3585 (12)	3600 (40)	4.475 (0.0003)

Data normalized by using contigs close to the sample with the lowest number of contigs (50,000 reads).

This finding indicates that low oxygen and redox conditions seem to decrease bacterial diversity, being in accordance with previous observations (Pelissari *et al.*, 2018). Moreover, the structure of the eubacterial community showed a great variation throughout the first year of operation within both CW (Fig. 5a and b). During the first five months of operation, biofilms from the top and bottom layers of both units were dominated by *Bacillales*, *Enterobacteriales*, *Bacteroidales* and *Xanthomonadales*, being the latter only present in the SVF wetland. The cited orders accounted for 15 to 70 % of the relative abundance (RA) of the classified sequences. After that period, the bacterial diversity clearly increased in both layers of the two wetlands (Table 2), although depicting clearly different structures. In the top layer of the two CW, *Bacillales*, *Burkholderiales*, *Rhizobiales*, *Enterobacteriales*, *Bacteroidales*, *Xanthomonadales* and *Actinomycetales* became dominant with RA between 7 and 25 %. Meanwhile, the structure of the bottom layer clearly differed between the two units. *Burkholderiales* (40 % RA), *Rhizobiales* (15 % RA), *Bacillales* (7 % RA) and *Xanthomonadales* (9 % RA) predominated in the UVF wetland, whereas *Rhodocyclales* (40 % RA), *Lactobalilalles* (18 % RA), *Pseudomonadales* (18 % RA) and *Xanthomonadales* (13 % RA) prevailed in the SVF wetland, showing a specialization of populations that survive under anaerobic / anoxic conditions. This population shift may be associated with the higher carbon availability in the biofilm, since the majority of OTUs are associated with

heterotrophic bacteria. After one year of operation, eubacterial community structure was clearly specialized in each wetland configuration. In the UVF biofilms *Xanthomonadales* (19 and 31 % RA in the top and bottom layer), *Rhodocyclales* (7 and 20 % RA in top and bottom), *Rhizobiales* (8 % RA in both layers), *Pseudomonadales* (31 and 3 % RA in top and bottom) and *Actinomycetales* (10 and 6 % RA in top and bottom) were the predominant orders.



**Figure 5.** Taxonomic assignment of sequencing reads at order level of the bacterial populations from biofilm of the filter media of unsaturated (UVF) and partially saturated vertical (SVF) flow constructed wetlands during the first year of operation (sampling collected in July 2015, November 2015, January 2016, May 2016 and July 2016). a) Top layer of both wetlands. b) Bottom layer of both wetlands. *Relative abundance* was defined by the number of reads (sequences) affiliated with any given taxon, divided by the total number of reads per sample. Phylogenetic groups with relative abundance lower than 1% were categorized as others.

On the other hand, *Burkholderiales* (20 and 12 % RA in top and bottom), *Actinomycetales* (55 and 56 % RA in top and bottom), *Campylobacteriales* (12 % RA only in the bottom layer) and *Rhizobiales* (6 and 9 % RA in top and bottom) were the most abundant orders in the SVF wetland.

As regards to the diversity related to the nitrogen cycle, AOB populations were represented by OTUs belonging to *Nitrosomonadales* (*Nitrosomonas* and *Nitrosospira* genus). In the top part of both CW, AOB populations showed an interesting behavior. The first seven months of operation, the AOB community was dominated by *Nitrosospira*. Thereafter, coinciding with the rise of air temperature during the summer season (January), the occurrence of *Nitrosomonas* was identified in the two CW, generating an increase of the AOB abundance in the top zone (from 1.5 % and 3 % to 3.5 % and 5% RA in the UVF and SVF wetlands, respectively). Despite this, *Nitrosospira* were the predominant AOB order throughout the study. In the bottom layer of both wetlands, *Nitrosospira* was dominant with 2% and 1% RA in the UVF and SVF wetlands, respectively. This behavior is associated with the metabolism of each AOB population. *Nitrosospira*-like bacteria are postulated as K-strategist with a higher affinity than *Nitrosomonas* to ammonia and oxygen (Schramm *et al.*, 1999). Moreover, the temperature is regarded as one of the most important factors that affect the balance between *Nitrosospira* and *Nitrosomonas* in wastewater treatment plants, where low temperature (< 20 C°) seems to favor *Nitrosospira* (Cyzdik-Kwiatkowska and Zielinska, 2016; Siripong and Rittman 2007). In this way, *Nitrosospira* presents advantages in the competition with *Nitrosomonas*, and showed to be more resistant and stable in both wetlands.

*Nitrospirales* (*Nitrospira* genus) and *Rhizobiales* (*Nitrobacter* genus) were the NOB populations found in CW' biofilms. *Nitrospira* was identified just in the UVF unit after seven months of operation (2% RA in both layers). Meanwhile, *Nitrobacter* populations showed a stable behavior over time in the UVF wetland, being more abundant in the bottom (3% RA at all samplings) than in the top layer (2% RA). The abundance of *Nitrobacter* was also slightly higher in the top (2% RA) than in the bottom zone of the SVF wetland. The higher predominance and stability of *Nitrobacter* in relation to *Nitrospira* in both CW may be indicative of the availability of high nitrite concentrations, due to the higher affinity of *Nitrospira*-like bacteria (K-strategist) to nitrite and oxygen, reaching high densities under substrate limiting conditions (Schramm *et al.*, 1999). This hypothesis implies that the relative population size of *Nitrobacter* would be larger than that of *Nitrospira* under high nitrite concentrations and vice versa (Blackburne *et al.*, 2007). Moreover, higher *Nitrobacter* abundance in the bottom than the top zone of the UVF wetland can be associated with lower organic carbon availability in the bottom, which favors the autotrophic metabolism. In addition, previous studies have shown that *Nitrobacter* species could survive even in anoxic conditions (Kim and Kim, 2006).

Denitrifying bacteria were found along the vertical profile of both CW. In the UVF wetland lower diversity and abundance of denitrifying populations were found in relation to the SVF (Fig. 5).

Moreover, many of the bacteria associated with the denitrification process are heterotrophic, therefore their occurrence may be associated with the availability of carbon especially in the UVF wetland due to higher  $\text{NO}_x\text{-N}$  in the effluent. *Pseudomonadales* (*Pseudomonas* genus), with 3 % RA in both layers of the UVF wetland and 8 % to 18% RA in the two layers of the SVF, was the most stable denitrifying organism identified at all samplings in both CW. Furthermore, it is important to note the predominance of *Actinomycetales* (*Streptomyces* genus) after five months of operation in the SVF wetland (28 % and 32 % RA in top and bottom, respectively). *Streptomyces* was found with a large proportion in this period and are known to be denitrifying organisms. (Cheneby *et al.*, 2000). However, a further decrease of this population was observed thenceforward, reaching a RA of 3 % and 6 % in top and bottom layers. This finding is in agreement with the physico-chemical data, elucidating the denitrification decrease over time in the SVF wetland, due to the decline of organic carbon availability.

## Conclusions

Based on the assessment of nitrogen transformations linked with bacterial community dynamics during the first year of operation of an unsaturated (UVF) and a partially saturated vertical (SVF) subsurface flow CW operated in parallel:

- The SVF wetland showed a higher treatment performance of organic matter and solids removal (around 90 % for SST, COD and  $\text{BOD}_5$ ) than the UVF wetland (around 85 % for SST, COD and  $\text{BOD}_5$ );
- Low availability of organic carbon in the filter media of the SVF wetland due to the early stage of the wetland resulted in incomplete denitrification, releasing the final effluent with high concentrations of oxidized nitrogen ( $16 \text{ mg L}^{-1}$ ). Despite that fact, TN and  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal efficiencies were greater in this wetland (45 % and 62 %, respectively) than in the UVF unit (34 % and 58 %, respectively);
- Bacterial stability was reached about 90 days after the start-up of the wetlands. AOB populations (*amoA* gene) exhibited a different temporal behavior between wetlands, especially in the top layer. In the bottom layer AOB populations were less susceptible to seasonal variations, as well as the characteristics of the wastewater influent;
- Saturated conditions of the SVF wetland influenced the AOB populations (*Nitrosomonas* and *Nitrospira* genus), suggesting that nitrification occurred in a larger magnitude in the first 15 cm of this wetland, whereas within the UVF wetland the nitrification process took place even at deeper layers of the unit;
- Denitrifying bacteria (*nosZ* gene) showed a great temporal abundance fluctuation in the top layer of both wetlands. In the bottom layer, after the first month of operation, denitrifiers depicted an increase and remained rather stable over time, showing little fluctuation. Meanwhile, *norB* gene showed no significant changes;

- NOB populations (*Nitrobacter* and *Nitrospira* genus) were identified throughout the monitoring period. In the UVF wetland *Nitrobacter* was more abundant in the bottom zone, while in the SVF wetland the higher abundance was found in the top zone;
- The predominance of incomplete denitrification in the SVF wetland was identified. The denitrification process could be improved by increasing the supply of organic carbon in the medium by increasing the organic load rate applied.

## References

- Álvarez, J. A., Ávila, C., Otter, P., Kilian, R., Istenič D., Rolletschek, M., Molle, P., Khalil, N., Ameršek, I, Mishra, V. K., Jorgensen, C., Garfi, A., Carvalho, P., Brix H., Arias, C. A. (2017) Constructed wetlands and solar-driven disinfection technologies for sustainable wastewater treatment and reclamation in rural India: SWINGS Project, *Water Science and Technology*, **76**, 1474-1489.
- Al-Zreiqat, I., Abbassi, B., Headley, T., Nivala, J., van Afferden, M., Müller, R. A. (2018) Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *Ecological Engineering*, **118**, 171-178.
- Austin, D. (2006). Influence of cation exchange capacity (CEC) in a tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland. *Ecological Engineering*, **28**, 35-43.
- APHA, AWWA, and WPCF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition. Washington DC, USA.
- Button, M., Nivala, J., Weber, K. P., Aubron, T., Müller, R. A. (2015) Microbial community metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs. *Ecological Engineering*, **80**, 162-171.
- Blackburne, R., Vadivelu, V. M., Yuan, Z. (2007) Kinetic characterisation of an enriched *Nitrospira* culture with comparison to *Nitrobacter*. *Water Research*, **41**, 3033-3042.
- Braker, G., Tiedje, J. M. (2003) Nitric Oxide Reductase (norB) Genes from Pure Cultures and Environmental Samples. *Applied Environmental Microbiology*, **69**, 3476-3483.
- Calderer, M., Martí, V., de Pablo, J., Guivernau, M., Prenafeta-Boldú, F. X., Viñas, M. (2014) Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system. *Chemosphere*, **111**, 112-119.
- Carvalho Jr., O., Rodrigues, C. M. V., Nonaka, M. F., Machioni Jr. A.M. (2018) Nitrogen removal in a partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland used for restaurant wastewater treatment. *Journal Environmental Engineering*, **144**, 1-5.
- de Rozari, P., Greenway, M., El Hanandeh, A. (2018) Nitrogen removal from sewage and septage in constructed wetland mesocosms using sand media amended with biochar. *Ecological Engineering*, **111**, 1-10.
- Cookson, W. R., Cornforth, I. S., Rowarth, J. S. (2002) Winter soil temperature (2-15°C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or una- mended soils; a laboratory and field study. *Soil Biology and Biochemical*, **34**, 1401-1415.
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Zielińska, M. (2016) Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems. *World Journal Microbiology Biotechnology*, **32**, 1-8.
- Cheneby, D., Philippot, L., Hartmann, A., Henault, C. and Germon, J.C. (2000) 16S rDNA analysis for characterization of denitrifying bacteria isolated from three agricultural soils. *FEMS Microbiology and Ecology*, **34**, 121-128.
- Caporaso, J. G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F. D., Costello, E. K. (2010) QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods*, **7**, 335-336.



- Haas, B. J., Gevers, D., Earl, A. M., Feldgarden, M., Ward, D. V., Giannoukos, G., Ciulla, D., Tabbaa, D., Highlander, S. K., Desantis, T. Z., Sodergren, E., Methe, B., Human, T., Consortium, M., Petrosino, J. F., Knight, R., Birren, B. W. (2011) Chimeric 16S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. *Genome Research*, **21**, 494-504.
- Hammer, M. J., Hammer Jr., M. J. (2001) *Water and Wastewater Technology*, 4th ed. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA.
- DeSantis, T. Z., Hugenholtz, P., Larsen, N., Rojas, M., Brodie, E. L., Keller, K., Huber, T., Dalevi, D., Hu, P., Andersen, L. G. (2006) Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene data- base and workbench compatible with ARB. *Applied Environmental Microbiology*, **72**, 5069-5072
- Dong, Z., Sun, T. (2007) A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering*, **31**, 69-78.
- Edgar, R. C. (2010) Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. *Bioinformatics*, **26**, 2460-2461.
- Foladori, P., Ruaben, J., Ortigara, A. R. C. (2013) Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: a comparative study for treating high load wastewater. *Bioresource Technology*, **149**, 398-405.
- Langergraber, G., Šimunek, J. (2005) Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadoze Zone*, **4**, 453-484.
- La, X., Zhao, Y., Pan, F., Baoshan, Y., Wang, H., Wang, S., He, F. (2020) Enhanced optimal removal of nitrogen and organics from intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Relative COD/N ratios and microbial responses. *Chemosphere*, **244**, 125556.
- Hu, Y., Zhao, Y., Rymaszewicz, A. (2014) Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, **470-471**, 1197-1204.
- Jia, L., Wang, R., Feng, L., Zhou, X., Lv, J., Wu, H. (2018) Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*, **345**, 22-30.
- Kadlec, R. H., Wallace, S.D. (2009) *Treatment Wetlands*, Second Edition.
- Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., van Loosdrecht, M. C. M. (2009) Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, **43**, 4093-4103.
- Kim, D. J., Kim, S. H. (2006). Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics. *Water Research*, **40**, 887-94.
- Kozłowski, J. A., Kits, K. D., Stein, L. Y. (2016). Comparison of nitrogen oxide metabolism among diverse ammonia-oxidizing bacteria. *Frontier Microbiology*, **7**, 1-9.
- Law, Y., Ye, L., Pan, Y., Yuan, Z. (2012). Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **367**, 1265-1277.
- Langergraber, G. (2007) Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. *Science of the Total Environment*, **380**, 210-219.
- Lu, H., Chandran, K., Stensel, D. (2014) Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. *Water Research*, **64**, 237-254.
- Lu, H., Chandran, K. (2010). Diagnosis and quantification of glycerol assimilating denitrifying bacteria in an integrated fixed-film activated sludge reactor via <sup>13</sup>C DNA stable-isotope probing. *Environmental Science and Technology*, **44**, 8943-8949.
- Martínez, N. B., Tejeda, A., Del Toro, A., Sánchez, M. P., Zurita, F. (2018) Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. *Science of the Total Environment*, **645**, 524-532.
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., Li, Z. (2014) How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, **157**, 316-326.

- Pelissari, C., Guivernau, M., Viñas, M., García, J., Velasco, M., Souza, S.S., Sezerino, P. H., Ávila, C. (2018) Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, **141**, 185-195.
- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C. M., García, J., de Armas, R. D., Sezerino, P.H. (2017a) Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environmental*, **574**, 390-399.
- Pelissari, C., Guivernau, M., Viñas, M., de Souza, S. S., García, J., Sezerino, P. H., Ávila, C. (2017b) Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environmental*, **585**, 642-650.
- Prenafeta-Boldú, F. X., Guivernau, M., Gallastegui, G., Viñas, M., de Hoog, G. S., Elías, A. (2012) Fungal/bacterial interactions during the biodegradation of TEX hydrocarbons (toluene, ethylbenzene and p-xylene) in gas biofilters operated under xerophilic conditions. *FEMS Microbiology Ecology*, **80**, 722-734.
- Prosser, J. I. (1990) *Autotrophic Nitrification in Bacteria*, in: Rose, A.H., Tempest, D.W.B.T.-A. in M.P. (Eds.). Academic Press, pp. 125-181.
- Ragusa, S. R., McNevin, D., Qasem, S., Mitchell, C. (2004) Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. *Water Research*, **38**, 2865-73.
- Rotthauwe, J. H., Witzel, K. P., Liesack, W. (1997) The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Applied Environmental Microbiology*, **63**, 4704-4712.
- Schramm, A., Santegoeds, C. M., Nielsen, H. K., Ploug, H., Wagner, M., Pribyl, M., Wanner, J., Amann, R., De Beer, D. (1999) On the occurrence of anoxic microniches, denitrification, and sulfate reduction in aerated activated sludge. *Applied Environmental Microbiology*, **65**, 4189-4196.
- Saeed, T., Sun, G. (2011) A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chemical Engineering Journal*, **171**, 439-447.
- Saeed, T., Sun, G. (2017) Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*, **325**, 332-341.
- Silveira, D. D., Belli Filho, P., Philippi, L. S., Cantão, M. E., Foulquier, A., Bayle, T. P., Delforno, T. P., Molle, P. (2020) In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. *Environmental Technology*, **41**, 1-9.
- Siripong, S., Rittmann, B. E. (2007) Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, **41**, 1110-1120.
- Tan, X., Yang, Y., Li, X., Zhou, Z., Liu, C., Liu, Y., Yin, W., Fan, X. (2020) Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale tidal flow constructed wetlands: Influence of influent C/N ratios and tidal strategies. *Bioresour Technol*, **303**, 122803.
- Torrijos, V., Gonzalo, O. G., Trueba-Santiso, A., Ruiz, I., Soto, M. (2016) Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. *Water Research*, **103**, 92-100.
- Truu, M., Oopkaup, K., Krustok, I., Kõiv-Vainik, M., Nõlvak, H., Truu, J. (2019) Bacterial community activity and dynamics in the biofilm of an experimental hybrid wetland system treating greywater. *Environmental Science and Pollution Research*, **26**, 4013-4026.
- Urakawa, H., Bernhard, A. E. (2017). Wetland management using microbial indicators. *Ecological Engineering*, **108**, 456-476.
- Vogel, A. (1988) *Química analítica qualitativa*. 5th edition. Endeavour. (in Portuguese).
- Vymazal, J. (2013) The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. *Water Research*, **47**, 4795-811.

- Yakar, A., Türe, C., Türker, O. C., Vymazal, J., Saz, Ç. (2018) Impacts of various filtration media on wastewater treatment and bioelectric production in up-flow constructed wetland combined with microbial fuel cell (UCW-MFC). *Ecological Engineering*, **117**, 120-132.
- Ye, F., Li, Y. (2009) Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, **35**, 1043-1050.
- Zhang, X., Hu, Z., Ngo, H.H., Zhang, J., Guo, W., Liang, S., Xie, H. (2018) Simultaneous improvement of waste gas purification and nitrogen removal using a novel aerated vertical flow constructed wetland. *Water Research*, **130**, 79-87.
- Wang, X., Wen, X., Xia, Y., Hu, M., Zhao, F., Ding, K. (2012) Ammonia oxidizing bacteria community dynamics in a pilot-scale wastewater treatment plant. *PLoS One*, **7**, 1-7.
- Weber, K. P., Legge, R. L. (2011) Dynamics in the bacterial community-level physiological profiles and hydrological characteristics of constructed wetland mesocosms during start-up. *Ecological Engineering*, **37**, 666–677.

# REVISTA AIDIS

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

## MÉTODO DE DECISÃO MULTICRITÉRIO APLICADO À SELEÇÃO DE MATERIAIS ESTRUTURAIS CONSIDERANDO O IMPACTO AMBIENTAL

Leonardo Variani <sup>1</sup>  
\* Moacir Kripka <sup>1</sup>

### MULTICRITERIA DECISION METHOD APPLIED TO THE SELECTION OF STRUCTURAL MATERIALS CONSIDERING THE ENVIRONMENTAL IMPACT

Recibido el 13 de octubre de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

#### Abstract

*When designing a building, the selection of the most appropriate structural material may be based on several factors such as cost, performance, availability, and, more recently, the possible environmental impacts produced. One way to select the best alternative based on several criteria may be the use of decision-making techniques. Multicriteria decision analysis standardizes the decision-making process through mathematical modeling, helping the decision maker to solve problems in which there are several objectives to be achieved simultaneously. Among the existing methods, one of the most widely used is the Analytic Hierarchy Process (AHP), which is based on the division of the decision problem into hierarchical levels and the paired comparison. The present work had as objective to present a methodology employed to compare three types of structural materials, concrete, steel and wood, according to both objective and subjective criteria. Among the results obtained, it was found that, despite the lower environmental impact attributed to the wood, as well as the better strength of steel, concrete was the material that presented the best total score, mainly due to its lower cost and to cultural aspects.*

**Keywords:** structural materials, structures, Analytic Hierarchy Process, decision-making, construction.

<sup>1</sup> Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo (UPF), Brasil.

\* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo. BR 285 – São José. 99052-900. Passo Fundo, RS. Brasil. Email: [mkripka@upf.br](mailto:mkripka@upf.br)

### Resumo

No projeto de uma edificação, a seleção do material estrutural mais adequado pode estar baseada em diversos fatores como custo, desempenho, disponibilidade e, mais recentemente, nos possíveis impactos ambientais produzidos. Uma forma de seleção da melhor alternativa com base em diversos critérios pode ser a utilização de técnicas de tomada de decisão. A análise de decisão multicritério padroniza o processo de tomada de decisão através de modelagem matemática, auxiliando o decisor a resolver problemas nos quais existem diversos objetivos a serem alcançados simultaneamente. Dentre os métodos existentes, um dos mais amplamente empregados é o Processo de Análise Hierárquica (Analytic Hierarchy Process, ou AHP) o qual é baseado na divisão do problema de decisão em níveis hierárquicos e na comparação pareada. O presente trabalho teve como objetivo apresentar uma metodologia para comparar três tipos de materiais estruturais, sendo eles concreto, aço e madeira, segundo critérios objetivos e subjetivos. Dentre os resultados obtidos constatou-se que, apesar do menor impacto ambiental atribuído à madeira, bem como da melhor resistência do aço, o concreto foi o material que apresentou a melhor pontuação total, principalmente devido ao menor custo e a questões culturais.

**Palavras chave:** materiais estruturais, estrutura, Método de Análise Hierárquica, tomada de decisão, construção.

### Introdução

A fim de se ter destaque no mercado relacionado à indústria da Construção Civil, é necessário executar uma determinada obra em tempo reduzido, custo baixo e alta qualidade, atendendo aos anseios de construtores, empreendedores, proprietários e consumidor final, dentre outros. Para que isto aconteça, muito trabalho e dedicação são necessários, envolvendo muitos estudos, projetos, pesquisas e orçamentos. Dentre estes estudos, destaca-se a escolha do material estrutural, a qual pode estar baseada em diversos fatores como custo, desempenho, disponibilidade e, mais recentemente, nos possíveis impactos ambientais produzidos. Uma vez que cada material possui suas características específicas que resultam em vantagens e desvantagens relativas, uma forma de seleção da melhor alternativa com base em diversos critérios pode ser a utilização de técnicas de tomada de decisão.

Os problemas complexos da tomada de decisão são comuns numa infinidade de áreas, e desde os tempos antigos o homem tenta resolvê-los, apoiando-se em raciocínios dedutivos a fim de guiar e validar as suas escolhas. Em várias situações as decisões devem ser tomadas com base em informações limitadas, ou mesmo com base em critérios qualitativos, sendo necessário converter preferências em valores numéricos para construir um modelo de tomada de decisão. Independentemente da estratégia, esta deve permitir analisar várias alternativas e compará-las adequadamente.

Atualmente, três materiais estruturais amplamente empregados são o concreto, o aço e a madeira, cada um deles com propriedades e características distintas e apresentando, portanto, vantagens e desvantagens para cada tipo de aplicação. Além das vantagens mensuráveis, devem ser também considerados fatores subjetivos, como a questão cultural, a qual justifica parcialmente a ampla utilização do concreto no Brasil, por exemplo. Outro fator não menos

importante consiste no fato de que, devido à escassez de recursos naturais, aspectos como resistência e custo, apesar de importantes, não podem ser considerados de forma isolada. A indústria da construção demanda uma grande quantidade de recursos naturais, sendo responsável por diversos efeitos nocivos ao meio ambiente. Esses impactos têm impulsionado estudos que visam o desenvolvimento de projetos de construção mais sustentáveis (Aigbavboa *et al.*, 2017; Oguntona e Aigbavboa, 2017). Neste sentido, é inevitável a consideração dos impactos ambientais dos materiais no processo decisório.

A avaliação dos impactos pode ser medida segundo diferentes critérios, estando entre os mais usuais a emissão de dióxido de carbono e a energia. Para a avaliação desses impactos, a Análise do Ciclo de Vida (LCA) transformou-se, nos últimos anos, numa metodologia de estudo internacionalmente reconhecida. A análise do ciclo de vida possibilita a consideração das entradas e saídas relativas à aquisição dos materiais, construção, manutenção e demolição de um sistema, e é particularmente útil quando alternativas de projeto que podem desempenhar a mesma função necessitam ser comparadas (Hikmat & Saba, 2009).

Em consequência da grande diversidade de materiais, bem como dos possíveis critérios de seleção, o objetivo principal desse trabalho consiste na proposição de uma metodologia para comparação de alguns materiais estruturais com base em método de tomada de decisão, considerando o impacto ambiental entre os critérios. Devido a sua ampla utilização, no presente estudo foi empregado o Processo Hierárquico Analítico (*Analytic Hierarchy Process*, ou AHP). Esse método fornece um procedimento racional para modelar um problema de decisão, representando e quantificando as variáveis envolvidas em uma hierarquia de critérios ponderados por preferências. O resultado é um modelo que permite analisar várias alternativas e as comparar com facilidade, minimizando as falhas decorrentes do processo decisório. Segundo Zamarrón-Mieza *et al.* (2017), o método AHP tem sido o mais usado na tomada de decisão aplicada à sustentabilidade na engenharia civil.

Apesar de direcionada à seleção de materiais estruturais, a metodologia pode ser facilmente adaptada a escolha de outros materiais, bem como ao emprego de critérios distintos.

### **Processo Hierárquico Analítico**

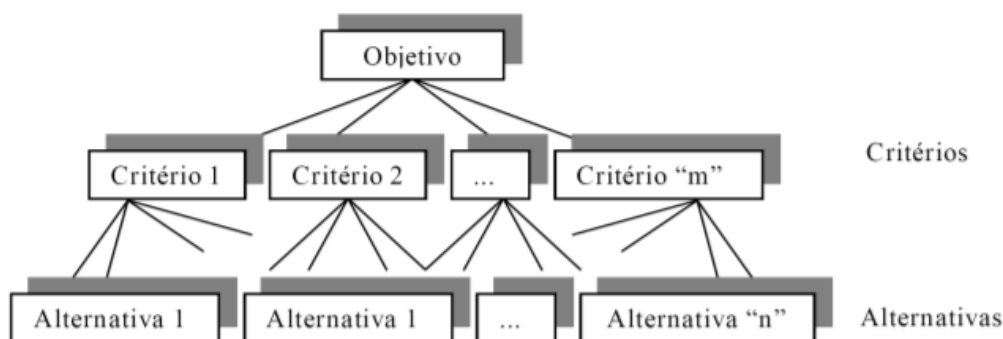
Os métodos de tomada de decisão por múltiplos critérios diferem entre si através da maneira pela qual os critérios são julgados, bem como na forma de obtenção de pesos para os critérios e alternativas.

O Processo Hierárquico Analítico (AHP) surgiu quando Saaty trabalhava para a Agência de Controle de Armas e Desarmamento do Departamento de Estado Americano. (Forman e Selly, 2002). Segundo autores, foi devido a sua observação sobre a dificuldade de comunicação entre

os membros do governo americano que surgiu a motivação para desenvolver um método de apoio à tomada de decisão. O método foi idealizado também para modelar problemas não estruturados do cotidiano das pessoas, por essas tomarem decisões sem necessariamente ter a noção da importância dos parâmetros utilizados (Saaty, 1980; Saaty, 1991).

O método AHP consiste na decomposição do problema em menores problemas hierarquicamente independentes, seguidos da comparação por pares dos critérios do mesmo nível e, como consequência, os pesos relativos são atribuídos a cada critério em cada nível. No método, a modelação ocorre por meio dos julgamentos subjetivos, quantificando numericamente os julgamentos e levando em consideração a importância relativa dos fatores que estão sendo analisados (Yang & Lee, 1997).

O AHP seleciona alternativas com base em uma série de critérios ou variáveis, geralmente hierarquizadas, que normalmente entram em conflito. Nesta estrutura hierárquica, o objetivo está no nível superior e os critérios e alternativas nos níveis inferiores, como mostrado na Figura 1. Segundo Yepes (2018), é importante também que o número de critérios e subcritérios em cada nível não seja maior que 7, para evitar comparações pareadas excessivas.



**Figura 1.** Modelo de estrutura hierárquica AHP (Martins, Souza e Barros, 2009).

Segundo Vargas (1990), a utilização do método AHP é também indicada pelo fato de mensurar critérios tangíveis com intangíveis, por meio de uma escala de razão, podendo dividir o problema em diversas partes, relacionando os juízos de comparação com o objetivo final da aplicação.

O resultado obtido pela aplicação do método AHP ocorre por meio da comparação paritária dos critérios e alternativas sendo esses quantificados numericamente. (Saaty, 1991). Segundo Costa (2002) para o desenvolvimento do método, deve-se seguir três passos para se chegar ao resultado final, sendo eles:

- Construção de hierarquias: A utilização de uma hierarquia é a busca da resolução do problema por meio das interações entre os diversos níveis hierárquicos, não somente entre os elementos do mesmo nível (Saaty, 1991). Para a aplicação, é necessário que os critérios e as alternativas possam ser estruturados de forma hierárquica, onde o primeiro nível da hierarquia representa o objetivo geral do problema, o segundo nível os critérios e o terceiro as alternativas. A ordem hierárquica possibilita ao decisor ter uma visualização do sistema e de seus componentes como um todo, bem como interações e os impactos que eles exercem sobre o sistema. Permite também compreender de forma geral a relação de complexidade, auxiliando na avaliação da dimensão de conteúdo dos critérios através da comparação dos elementos (Bornia e Wernke, 2001).
- Definição de propriedades: Por meio de uma escala numérica, faz-se uma análise comparativa paritária entre os critérios, onde é necessário cumprir as seguintes etapas:
  - Julgamentos paritários: os critérios de cada grupo do mesmo nível hierárquico são compostos por uma comparação direta, por pares, das alternativas em relação aos critérios do nível inferior, compondo as matrizes de julgamento. Para fazer isso, matrizes de comparação emparelhadas são criadas usando a Escala Fundamental de Comparação por Pares, conforme a Tabela 1.

**Tabela 1.** Escala fundamental de comparação por pares (Adaptado de Saaty, 1980)

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Mesma importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação à outra
5	Importância grande ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra
7	Importância muito grande ou demonstrada	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre os valores adjacentes	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições
Recíproco dos valores acima de zero	Se a atividade i recebe uma das designações diferentes acima de zero, quando comparada com a atividade j, então j tem o valor recíproco quando comparada com i	Uma designação razoável
Racionais	Razões resultantes da escala	Se a consistência tiver de ser forçada para obter valores numéricos n, somente para completar a matriz



Ainda que seja efetuada a utilização de aplicativos ou softwares para que sejam elencadas as alternativas, o julgamento paritário consiste numa etapa determinante no processo, por visar a redução no grau de subjetividade envolvido no julgamento. No caso de critérios quantitativos (por exemplo, custos relativos), os valores correspondentes eliminam a necessidade de emprego da comparação pareada conforme Tabela 1. Além de comparadas as alternativas segundo um dado critério, os pesos também são empregados para a definição da importância relativa de cada critério (Equação 1).

$$A = \begin{bmatrix} 1 & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & 1 & \vdots \\ 1/a_{1n} & \cdots & 1 \end{bmatrix} \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

$a_{ij} > 0$  (positiva)

$a_{ij} = 1$

$a_{ij} = a_{ji}$  (recíproca)

$a_{jk} = a_{ij} \cdot a_{jk}$  (consistência)

Valores superiores à unidade para  $a_{ij}$  indicam a prevalência (maior importância) da alternativa  $i$  sobre a alternativa  $j$ , conforme Tabela 1. Valores iguais à unidade indicam mesmo grau de importância, o que justifica a diagonal principal composta unicamente por valores unitários.

O número de julgamentos necessários para a elaboração de uma matriz de julgamento genérica  $A$ , é  $n(n-1)/2$ , onde  $n$  é o número de elementos pertencentes a esta matriz. Os elementos de  $A$  são definidos pelas condições indicadas a seguir:

- Normalização das matrizes de julgamento: nessa etapa são obtidos quadros normalizados através da soma dos elementos de cada coluna das matrizes de julgamento e posterior divisão de cada elemento destas matrizes pelo somatório dos valores da respectiva coluna;
- Cálculo das prioridades médias locais (PML's): as PML's são as médias das linhas dos quadros normalizados;
- Cálculo das prioridades globais: nesta etapa deseja-se identificar um vetor de prioridades global (PG), que armazene a prioridade associada a cada alternativa em relação ao foco principal.

Por fim, deve-se calcular a Razão de Consistência dos julgamentos (RC), onde  $RC = IC / IR$ . IR é o índice de Consistência Randômico obtido para uma matriz recíproca de ordem  $n$  gerada aleatoriamente. Já o IC é o índice de Consistência que é obtido pela expressão  $IC = (\lambda_{\text{máx}} - n) / (n - 1)$ , onde  $\lambda_{\text{máx}}$  é o maior autovalor da matriz de julgamentos. A relação de consistência indica se as importâncias relativas foram determinadas de forma criteriosa. Em outras palavras, se foi definida a importância relativa entre os critérios 1 e 2 e entre os critérios 1 e 3, então a relação de importância relativa entre os critérios 2 e 3 deve refletir adequadamente essas relações.

### Procedimento Metodológico

Com o objetivo de efetuar a comparação de materiais estruturais, foram consideradas as seguintes características para compor os critérios de seleção, considerando um metro cúbico do material: resistência característica à compressão, peso específico, custo, homogeneidade e impacto ambiental. Além disso, buscou-se considerar também o aspecto cultural, correspondente à preferência subjetiva por determinado material. Com base nesses critérios, foi criada uma estrutura hierárquica para o problema, como mostra na Figura 2.

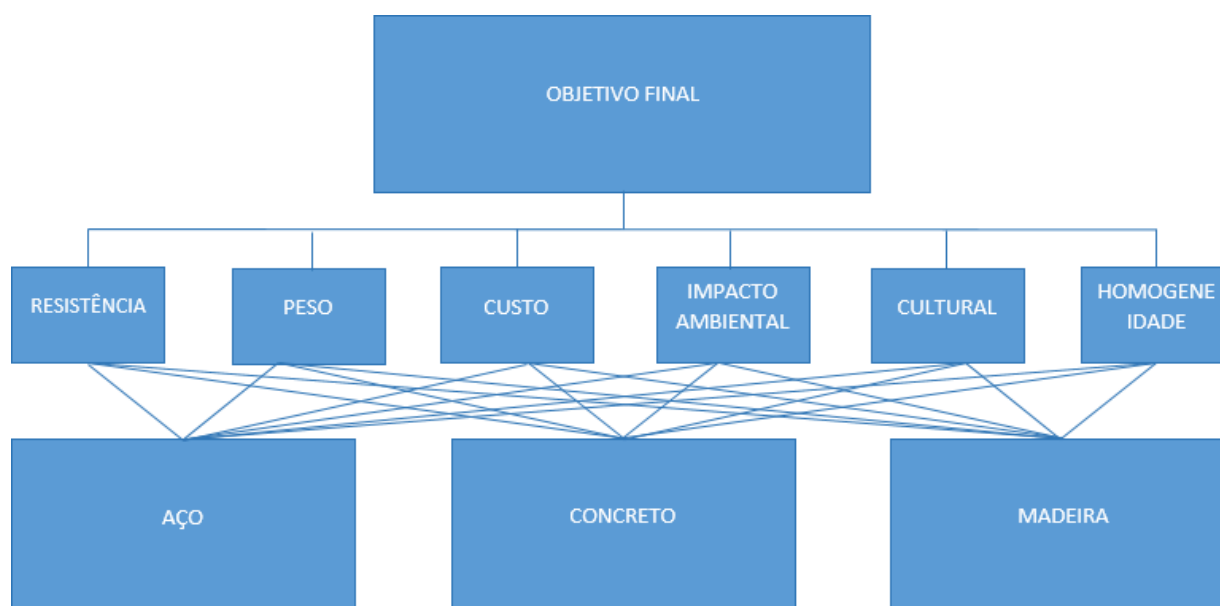


Figura 2. Estrutura Hierárquica.

A tabela 2 mostra a descrição dos três tipos de materiais que foram analisados para a elaboração do trabalho. Para facilitar a modelagem do método AHP, foi utilizada uma calculadora online (Calculadora 123AHP), na qual foram aplicados os valores para cada critério e características dos materiais quantificados numericamente conforme detalhado na sequência. Com a utilização da Escala de comparação de Saaty, foi construída a matriz de comparação dos critérios de avaliação conforme Figura 3. A matriz é construída a partir da informação dada pelo usuário, da importância relativa de cada critério, a partir da comparação pareada e considerando a escala da Tabela 1. Exemplificando, observa-se na primeira linha da matriz que, para a seleção do material estrutural, a resistência foi considerada mais importante (pequena superioridade) que o peso, o impacto ambiental e a cultura, e de grande importância em relação à homogeneidade. Em contrapartida, foi considerada ligeiramente menos importante que o custo. Dessa maneira são construídas as demais linhas da matriz, verificando-se a consistência dessas relações.

**Tabela 2.** Descrição dos materiais estruturais.

Materiais	Descrição
Aço	Perfil "I" de Aço Laminado, "W" 410 X 67
Concreto	Concreto usinado, Classe de Resistência C30
Madeira	Madeira Roliça tratada de Eucalipto, cim Classe de Resistência C30

ESTRUTURA	Resistência	Peso	Custo	Homogeneidade	Impacto Ambiental	Cultura
Resistência	1/1	3/1	1/2	5/1	3/1	3/1
Peso	1/3	1/1	1/3	1/3	3/1	1/5
Custo	2/1	3/1	1/1	5/1	3/1	1/1
Homogeneidade	1/5	3/1	1/5	1/1	1/5	1/5
Impacto Ambiental	1/3	1/3	1/3	5/1	1/1	1/1
Cultura	1/3	5/1	1/1	5/1	1/1	1/1

**Figura 3.** Matriz de comparação paritária dos Critérios.

Após a comparação paritária dos critérios, foi então combinada a matriz de comparação dos critérios com as matrizes de comparação das alternativas, sendo esta elaborada como descrito na sequência.

### Resistência

Para os materiais considerados, a Tabela 3 indica as resistências características adotadas, em MPa. O valor informado para o aço corresponde à tensão de escoamento para o aço ASTM 572 grau 50 (aço estrutural de baixa liga e alta resistência). Já os valores do concreto e da madeira correspondem às classes de resistência adotadas, consideradas representativas para esses materiais.

**Tabela 3.** Resistencia dos característica materiais.

Material	Resistência (MPa)
Aço	345.00
Concreto	30.00
Madeira	30.00

Com base na tabela das resistências, foram calculadas as Prioridades Médias Locais (PML's), as quais indicam a importância relativa de cada material com relação ao critério:

$$\text{PML (Aço)} = 345.0 / (345.0+30.0+30.0) = 85\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 30.0 / (345.0+30.0+30.0) = 7.5\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 30.0 / (345.0+30.0+30.0) = 7.5\%$$

Uma vez que a resistência do material é uma grandeza quantitativa, não é necessária uma avaliação pareada da importância relativa de cada alternativa. Essa importância é prontamente obtida a partir da normalização dos valores, no caso, da resistência de cada material em relação ao somatório das resistências de todas as alternativas. Procedimento análogo foi adotado para os demais critérios quantitativos considerados, quais sejam: o peso, o custo, o grau de homogeneidade e o impacto ambiental.

#### Peso

O Peso Específico de cada material foi retirado de Normas Técnicas Brasileiras, sendo o aço da NBR 6120/19, o Concreto da NBR 6118/14 e a Madeira da NBR 7190/97, conforme Tabela 4.

**Tabela 4.** Peso específico dos materiais.

Material	Peso específico (kN/m <sup>3</sup> )
Aço	78.50
Concreto	24.00
Madeira	10.00

Prioridades Médias Locais (PML's):

$$\text{PML (Aço)} = 78.5 / (78.5+24.0+10.0) = 70\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 24.0 / (78.5+24.0+10.0) = 21\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 10.0 / (78.5+24.0+10.0) = 9\%$$

Cabe observar que, ao contrário da resistência, quanto menor o peso específico melhor, uma vez que uma estrutura mais leve acarreta, entre outros, na redução das cargas que chegam à fundação, guardando uma relação direta com os custos envolvidos. Em função disso, os menores valores de PML indicam a melhor alternativa com relação ao critério (no caso, uma clara vantagem para a madeira, seguida pelo concreto). Destaca-se que, no presente estudo, é considerado o peso específico unitário, sem a consideração das dimensões necessárias a um dado elemento estrutural.

### Custo

Como o custo é específico para cada região, para a comparação os custos foram obtidos pela Tabela de Insumos e Composições SINAPI do Estado do Rio Grande do Sul de abril de 2019, correspondente ao metro cúbico de cada material (Tabela 5).

**Tabela 5.** Custo dos materiais.

Material	Custo (m <sup>3</sup> )
Aço	R\$ 43,736.96
Concreto	R\$ 305.60
Madeira	R\$ 1,536.59

$$\text{PML (Aço)} = 43,736.96 / (43,736.96 + 305.6 + 1,536.59) = 96\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 305.6 / (43,736.96 + 305.6 + 1,536.59) = 1\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 1,536.59 / (43,736.96 + 305.6 + 1,536.59) = 3\%$$

### Homogeneidade

Para a homogeneidade foi considerado o coeficiente de ponderação relacionado à variabilidade das resistências, retirado das normas técnicas específicas, conforme Tabela 6.

**Tabela 6.** Homogeneidade dos materiais.

Material	Homogeneidade
Aço	1.15
Concreto	1.40
Madeira	1.80

$$\text{PML (Aço)} = 1.15 / (1.15 + 1.4 + 1.8) = 26\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 1.4 / (1.15 + 1.4 + 1.8) = 32\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 1.8 / (1.15 + 1.4 + 1.8) = 42\%$$

### Impacto Ambiental

Diversos critérios podem ser empregados para a avaliação do impacto produzido pelos materiais (Santoro e Kripka, 2017). Dentre estes, o presente estudo optou pela consideração da energia, com valores obtidos de Ferguson et al (2006) considerando a fase do berço ao portão, ou seja, desde a extração dos materiais, passando pelo processamento, transporte e produção (Tabela 7). Cabe observar que as proporções relativas de impacto medidas em energia são bastante semelhantes ao obtido em termos de emissão de dióxido de carbono, segundo a mesma referência.

**Tabela 7.** Impacto ambiental dos materiais.

Material	Impacto ambiental (MJ/m <sup>3</sup> )
Aço	266,000
Concreto	4,800
Madeira	750

$$\text{PML (Aço)} = 266,000 / (266,000+4,800+750) = 98\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 4,800 / (266,000+4,800+750) = 1.8\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 750 / (266,000+4,800+750) = 0.3\%$$

### Cultura

A seleção de um material estrutural passa não apenas por barreiras econômicas, técnicas e práticas, mas também envolve fortemente aspectos culturais (Gieseckam et al, 2016). Assim, visando englobar a subjetividade relacionada a essa questão, a partir do entendimento dos autores, e contando com o auxílio de vários estudantes de Engenharia Civil, foi definida uma estrutura hierárquica que permite quantificar a importância relativa de cada material com relação a esse critério. Com essa finalidade foi apresentado a cada membro do grupo um breve questionário solicitando a atribuição de um grau de importância relativa entre aço e concreto, entre aço e madeira e entre concreto e madeira. A partir desses pesos, e considerando as respostas que apareciam em maior frequência, foi gerada a matriz apresentada na Tabela 8.

**Tabela 8.** Matriz de comparação paritária da Cultura.

Cultura	Aço	Concreto	Madeira
Aço	1/1	1/5	3/1
Concreto	5/1	1/1	7/1
Madeira	1/3	1/7	1/1

A partir da matriz da Tabela 8 foram obtidas as Prioridades Médias Locais (PML's):

$$\text{PML (Aço)} = 19\%$$

$$\text{PML (Concreto)} = 72\%$$

$$\text{PML (Madeira)} = 8\%$$

Dos resultados obtidos, observa-se a larga desvantagem atribuída à madeira como material estrutural, o qual reflete o senso comum de que a construção em madeira é associada a um processo primitivo e de baixa qualidade (Molina e Calil, 2010). Da mesma forma, fica evidente pela avaliação dos entrevistados o grande predomínio do concreto, atualmente o material de construção mais utilizado no mundo (Hajek, 2017).

### Apresentação e análise dos resultados

Os gráficos a seguir apresentam os resultados obtidos a partir da aplicação do método AHP com o uso de uma ferramenta online (Calculadora 123AHP). Para o uso da ferramenta, os dados de entrada são apenas os critérios, as alternativas e as correspondentes comparações pareadas, as quais definem as importâncias relativas. Apesar do método envolver cálculos simples, e da vasta disponibilidade de planilhas e aplicativos disponíveis, a ferramenta citada foi escolhida por ser de fácil acesso, além do aspecto visual de apresentação dos resultados.

O Gráfico 1 apresenta os pesos obtidos a partir da matriz da Figura 3, para o problema descrito, indicando a importância relativa de cada critério empregado. Observa-se que o custo e a resistência correspondem a mais da metade do peso total atribuído aos critérios (52.62%). Com base nesses pesos, bem como das prioridades médias locais (Tabelas 3 a 8), foram obtidos os resultados finais, indicando o concreto como a melhor dentre as alternativas avaliadas, seguido do aço (Gráfico 2).

Gráfico 1. Importância dos Critérios.

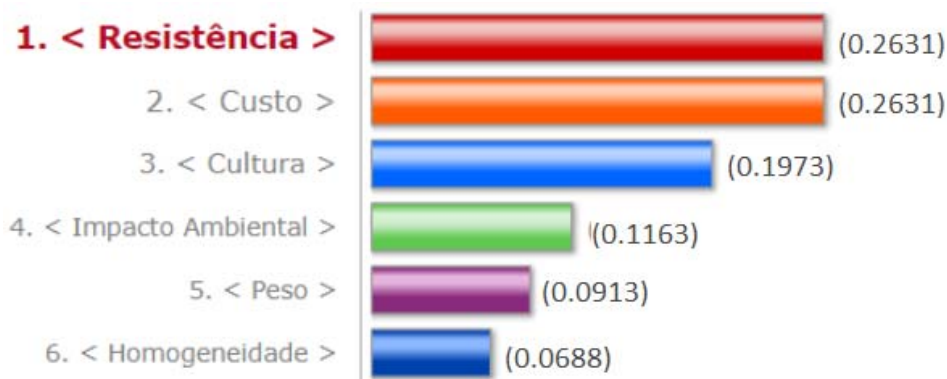


Gráfico 2. Resultado Final.



O Gráfico 3 indica a importância do peso relativo de cada critério na composição do peso final usado para a definição do melhor material. Observa-se por exemplo, que o custo e a cultura foram determinantes para a escolha do concreto. A maior parcela do aço corresponde à resistência, enquanto a madeira leva maior vantagem nos critérios relativos ao impacto ambiental e ao peso específico.

**Gráfico 3.** Decomposição das importâncias dos critérios



Ainda que a vantagem do concreto sobre o aço seja bastante significativa (cerca de 45.7% sobre a segunda alternativa), foram efetuados estudos adicionais com o objetivo de verificar a sensibilidade dos resultados quanto ao critério subjetivo considerado (cultura). Assim, a exemplo do efetuado em Kripka et al (2019), foi atribuída mesma importância relativa à cultura para os três materiais, mantendo apenas os critérios quantitativos no processo decisório e reduzindo portanto seu grau de subjetividade. Na aplicação do AHP, isso é feito pela geração de uma matriz de comparação com todos os coeficientes iguais à unidade. Nesse caso, o aço e a madeira passam a ter um peso bem maior que na situação anterior. No entanto, mesmo com a desvantagem do concreto nesse quesito, o mesmo ainda apresenta vantagem sobre os demais materiais (cerca de 11.1% sobre o aço e 16.9% sobre a madeira), não havendo alteração na classificação dos materiais.

**Gráfico 4.** Decomposição das importâncias dos critérios desprezando Cultura



### Considerações finais

A Análise de Decisão Multicritério possibilita uma avaliação mais ampla do material estrutural a adotar, uma vez que diversos critérios, muitas vezes conflitantes, podem ser considerados simultaneamente. Dentre os métodos existentes, o Método de Análise Hierárquica



(AHP – Analytic Hierarchy Process) foi adotado no presente trabalho, especialmente devido à facilidade de utilização. As alternativas como o aço, concreto e a madeira foram escolhidas por serem os três materiais amplamente utilizados em estruturas. Já os critérios de resistência, custo, peso, impacto ambiental, homogeneidade e cultura foram empregados por serem as características que influenciam diretamente no desempenho dos materiais.

Pela aplicação do método AHP obteve-se o concreto como melhor alternativa. Já quando o critério subjetivo foi desprezado, os três materiais praticamente se equivaleram, mas ainda com vantagem para o concreto. Cabe destacar que os resultados obtidos a partir da estratégia empregada nunca são definitivos, uma vez que ainda embutem um certo grau de subjetividade tanto na definição dos critérios como de sua importância relativa. No entanto, podem consistir num valioso subsídio ao tomador de decisão.

Um diferencial importante no presente estudo consistiu na consideração do impacto ambiental dentre os critérios para a seleção do material. Observou-se que, para dados retirados da mesma fonte (Ferguson, 2006), as conclusões gerais não se alterariam pela substituição da energia pela emissão de dióxido de carbono, visto que para ambos a madeira se apresenta como melhor alternativa quando considerado apenas o impacto. No entanto, para o conjunto dos critérios avaliados, a madeira se torna a alternativa menos indicada. Por fim, destaca-se que a metodologia descrita no presente estudo pode ser facilmente adaptada a outros materiais e critérios. Além disso, os resultados obtidos podem sofrer pequenas variações em função do fator local.

### Referências bibliográficas

- Aigbavboa, C., Ohiomah, I., Zwane, T. (2010) Sustainable Construction Practices: “A Lazy View” of Construction Professionals in the South Africa Construction Industry. *Energy Procedia*, **105**, 3003-3010.
- Australian Government (2004) Environmental Properties of Timber Summary Report. Project no: Pn0005.95.
- ABCT, Associação Brasileira de Cimento PORTLAND. Acesso em 01 abr. 2019. Disponível em: <https://www.abcp.org.br/cms/basico-sobre-ocimento/basico/basico-sobre-cimento>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1980). *NBR 6120: Cargas para o cálculo de estruturas de edificações*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2007). *NBR 6118: Projeto de estruturas de concreto – Procedimento*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2012). *NBR 7190: – Estruturas de madeira – Procedimento*. Rio de Janeiro.
- Bornia, A. C., Wernke, R. (2001) A contabilidade gerencial e os métodos multicritérios. *Revista Contabilidade & Finanças. FIPECAP – FEA – USP.*, **14**(25), 60- 71.
- Calculadora 123AHP (2018). Acesso em: 06 jun. 2019. Disponível em: <http://www.123ahp.com/lzracun.aspx>
- Costa, H. G. (2002) *Introdução ao método de análise hierárquica: análise multicritério no auxílio à decisão*. Niterói: H.G.C., 177 pp
- Ferguson, I., La Fontaine, B., Vinden, P., Bren, L., Hateley, R., Hermesec, B. (2006) *Environmental properties of timber*. Forest & Wood Products Research & Development Corp., Bond University.

- Forman, E. H., Selly, M. A. (2002) Decision by objectives: how to convince others that you are right. Acesso em: 19 mar. 2019. Disponível em: <http://www.professorforman.com/DecisionByObjectives/Chapter>
- Giesekam, J., Barrett, J. R., Taylor, P. (2016) Construction sector views on low carbon building materials, *Building Research & Information*, **44**(4), 423-444.
- Hajek, P. (2017) Concrete structures for sustainability in a changing world, *Procedia Engineering*, (171), 207-214
- Hikmat, J. A., Saba, F. N. (2009) Developing a green building assessment tool for developing countries: case of Jordan. *Building and Environment* 2009, **44**(5), 1053-64.
- Kripka, M., Yepes, V., Milani, C. J. (2019) Selection of Sustainable Short-Span Bridge Design in Brazil. *Sustainability*, **11**, 1-12.
- Martins, C. S., Souza, D. O., Barros, M. S. (2009) O uso do método de análise hierárquica (AHP) na tomada de decisões gerenciais: 178 um estudo de caso. *XLI Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional*. 1778-1788.
- Molina, J. C., Calil, C. J. (2010) Sistema Construtivo em Wood Frame Para Casas De Madeira. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, **31**(2), 143-156.
- Oguntona, O. A., Aigbavboa, C. O. (2017) Biomimicry principles as evaluation criteria of sustainability in the construction industry. *Energy Procedia*, **142**, 2491-2497.
- Saaty, T. L. (2000) *Decision making for leaders*. Pitts burg, USA: WS. Publications.
- Saaty, T. L. (1991) *Método de análise hierárquica*. São Paulo: Makron Books.
- Saaty, T. L. (1980) *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill.
- Santoro, J. F., Kripka, M. (2017) Studies on Environmental Impact Assessment of Reinforced Concrete in Different Life Cycle Phases. *International Journal of Structural Glass and Advanced Materials Research*, **1**, 32-40.
- SINAPI, Sistema Nacional de Preços e Índices da Construção Civil (2019) *Refêrencia\_Insumo\_Composição*. Acesso em: 03 abr. 2019. Disponível em: [http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria\\_660](http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_660)
- Vargas, L. G. (1990). An Overview of The Analytic Hierarchy Process and its Applications. *European Journal of Operational Research*, **48**(1), 2-8. doi: [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(90\)90056-H](https://doi.org/10.1016/0377-2217(90)90056-H)
- Yepes, V., [Processo Hierárquico Analítico \(AHP\)](https://victoryepes.blogs.upv.es/tag/ahp/). 2018. Acesso em: 14 mar. 2019. Disponível em: <https://victoryepes.blogs.upv.es/tag/ahp/>
- Zamarrón-Mieza, I., Yepes, V., Moreno-Jiménez, J. M. (2017) A systematic review of application of multi-criteria decision analysis for aging-dam management. *Journal of Cleaner Production*, **47**, 217-230.



# REVISTA AIDIS

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

## APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA IQA<sub>c</sub> EM BACIAS HIDROGRÁFICAS PARANAENSES

Alana Deduck Cicilinski <sup>1</sup>  
\* Jorim Sousa das Virgens Filho <sup>1</sup>  
Rodrigo Yoiti Tsukahara <sup>2</sup>

## APPLICATION OF THE WATER QUALITY INDEX IQA<sub>c</sub> IN PARANA STATE WATERSHEDS

Recibido el 25 de julio de 2019; Aceptado el 7 de mayo de 2020

### Abstract

*The main objective of this research was to analyze water quality in the watershed of Tibagi river and Cinzas river, located in the State of Parana, Brazil by applying the CONAMA Water Quality Index (IQA<sub>c</sub>). Ponderations were made from a viewpoint of more and less rainy annual periods, as well as a seasonal perspective. Georeferenced maps were elaborated using the Inverse Distance Weighted (IDW) interpolation method, in order to obtain the spatial distribution of the estimated values. With the view to compare the results obtained by rainfall periods and seasons, statistical analyzes were carried out at a significance level of 1%. From the results obtained in this study, it can be concluded that the water quality in the evaluated area complies with the minimum water quality requirements in Brazilian legislation for Class 2 rivers. It was observed that the seasonal factor had no significant influence in water quality.*

**Keywords:** IQA<sub>c</sub>, surface water quality, water quality monitoring.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Fundação ABC- Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário, Castro, Paraná, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Av. Carlos Cavalcanti, 4748, Bloco L, Sala 104-A, Bairro Uvaranas, Ponta Grossa, Paraná, CEP 84020-080, Brasil. Email: [jvirgens@uepg.br](mailto:jvirgens@uepg.br)

## Resumo

*Esta pesquisa teve como objetivo principal analisar a qualidade da água nas Bacias Hidrográficas do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, Brasil por meio da aplicação do Índice de Qualidade da Água CONAMA (IQAc). Foram realizadas ponderações sob um ponto de vista pluviométrico de períodos anuais mais chuvoso e menos chuvoso, e numa perspectiva sazonal. Foram elaborados mapas georreferenciados, utilizando o método de interpolação do Inverso da Distância Ponderada (IDW), a fim de obter a distribuição espacial dos valores estimados. Com a finalidade de comparar os resultados encontrados, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%. Pôde-se concluir que a qualidade da água na área avaliada está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2. Foi constatado que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água.*

**Palavras chave:** IQAc, monitoramento da qualidade da água, qualidade da água superficial.

## Introdução

Os recursos hídricos apresentam importância vital, em diversos setores da economia, como agricultura, geração de energia elétrica, silvicultura, indústria da pesca, entre outros, além da necessidade da água potável para consumo humano direto. Contudo, a expansão das atividades antropogênicas coloca em risco a qualidade dos corpos hídricos. De acordo com Giri e Qiu (2016) o crescimento populacional ocasiona mudanças e intensificação no uso do solo, uma vez que, uma maior demanda de terras para habitação é necessária, bem como terras para cultivo de alimentos e para o desenvolvimento de infraestrutura, relacionado principalmente à transportes e urbanização. Essa interferência do ser humano contribui para introdução de compostos na água, afetando sua qualidade.

O suprimento e a qualidade da água também são impactados por mudanças climáticas globais. De acordo com Tundisi e Tundisi (2008), os principais impactos do aquecimento global deverão estar relacionados com o aumento de drenagem, mudanças na precipitação pluviométrica, aumento no nível dos rios, alterações no padrão do uso do solo e deslocamento da população em função das alterações climáticas locais e regionais.

A ocupação do solo por atividades agropecuárias também pode alterar sensivelmente os sistemas naturais. Merten e Minella (2002) descrevem que a poluição hídrica, proveniente da prática agrícola, pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A forma pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidas e lançadas diretamente no ambiente ou aplicadas nas lavouras. Por outro lado, a poluição difusa é aquela causada principalmente pelo escoamento superficial e pela lixiviação, visto que a contaminação dos recursos hídricos se dá pela grande quantidade de sedimentos que chegam até os ambientes aquáticos por meio da erosão hídrica.

Para avaliar e monitorar a qualidade da água, uma importante ferramenta utilizada é o Índice de Qualidade da Água (IQA). De acordo com Tyagi *et al.* (2013) pode se afirmar que o objetivo de um IQA é dar um único valor à qualidade da água de uma fonte e reduzir um maior número de parâmetros em uma equação simples, resultando em uma fácil interpretação dos dados de monitoramento da qualidade da água. Dentro deste contexto, Sutadian *et al.* (2016), descreve que este método permite agregar diversos parâmetros de qualidade da água em uma informação útil, simples e de fácil entendimento, podendo ser utilizado tanto por autoridades quanto pelo público.

Ao longo dos anos, diferentes formas de cálculo para o IQA foram desenvolvidas. Poonan *et al.* (2013) demonstra em seu trabalho que é extremamente difícil desenvolver um índice de qualidade de água com aceitação universal e, sugere que pesquisadores desenvolvam índices de acordo com as características específicas locais.

Diversas são as pesquisas de monitoramento de qualidade da água ao redor do planeta que utilizam modelos de IQA como ferramenta de avaliação. Dede *et al.* (2013) realizaram um estudo na bacia de Kirmir, uma das principais fontes de água potável da capital da Turquia, Ankara, a qual está suscetível a poluição proveniente de atividades humanas, pecuária, atividades agrícolas e instalações geotérmicas. Neste trabalho, foram avaliados os dados de qualidade da água obtidos de 10 estações de amostragem durante um período de monitoramento de um ano. Para facilitar a interpretação dos dados, cinco modelos diferentes de IQA foram aplicados para os parâmetros selecionados. Os modelos utilizados foram o Índice Canadense de Qualidade da Água (CWQI), Índice de Qualidade da Água de Óregon (OWQI), Índice de Toxicidade Aquática (ATI), Índice Geral de Poluição (OIP) e Índice Universal de Qualidade da Água (UWQI). Com os resultados encontrados os autores concluíram que os índices CWQI e QWI forneceram resultados mais razoáveis em comparação com os demais modelos analisados. No entanto, ainda segundo os autores, todos os modelos aplicados podem ser revisados e utilizados de acordo com suas vantagens e desvantagens.

Em Assam, na Índia, Bora e Goswami (2017) realizaram um monitoramento de três anos no Rio Kolong, localizado no distrito de Nagaon, que enfrenta graves degradações provenientes da intervenção humana, principalmente em decorrência de um aterro que atravessa sua cabeceira. Neste monitoramento foi avaliado o status da qualidade da água de modo sazonal a partir de um IQA, cujo qual foi calculado segundo o método do índice aritmético ponderado, amplamente utilizado por vários pesquisadores, (Chauhan e Singh (2010), Chowdury, Muntasir e Hossain (2012), Balan, Shivakumar e Kumar (2012)). Os resultados mostraram qualidade da água inapropriada no período de monções, a qual foi atribuída ao aumento do escoamento superficial proveniente das aglomerações urbanas adjacentes. Os autores ainda destacam que estudos de

caso envolvendo IQA, fornecem informações valiosas sobre a adequação geral do rio no que se refere a qualidade da água.

Na região sul do Iraque, no rio Al-Gharraf, amostras de água foram coletadas mensalmente no período de 2015-2016, em 5 locais de monitoramento. O IQA foi verificado utilizando o método do índice aritmético ponderado, resultando em valores que indicam baixa qualidade da água. Quando examinado de acordo com o Índice Canadense de Qualidade da Água (CWQI) o modelo classificou a água do rio como “pobre para vida aquática” e “razoável para irrigação”. A qualidade da água também foi avaliada utilizando o Índice da National Sanitation Foundation, obtendo um resultado mediano. Os autores destacam a importância de se aplicar IQAs para uma interpretação simples dos dados de monitoramento e como auxílio para tomada de medidas que culminem numa melhora da qualidade da água local (Ewaid e Abed, 2017).

Wu *et al.* (2018) avaliaram a qualidade da água em 96 pontos de monitoramento na Bacia do Lago Taihu, uma das áreas mais desenvolvidas da China. Quatro amostras foram coletadas ao longo das quatro estações do ano, de Setembro de 2014 à Janeiro de 2016. De maneira geral, a qualidade da água foi avaliada como moderada, por meio da aplicação do índice proposto por Bascarán (1979) também utilizado por Pesce e Wunderlin (2000), Debels *et al.* (2005) e Abrahão *et al.* (2007) e, apresentou diferença significativa entre as estações, sendo que os melhores resultados encontrados foram no outono, seguido da primavera, verão e inverno respectivamente. Os autores relatam que as influências antropogênicas e o uso da terra provavelmente foram responsáveis pelas variações espaciais observadas na qualidade da água. Além disso, os resultados obtidos neste trabalho foram, segundo os autores, aceitáveis e comparáveis aos de estudos anteriores realizados em partes da Bacia do Lago Taihu. A consistência destes resultados demonstra a alta aplicabilidade do método IQA como ferramenta de avaliação da qualidade da água nesta bacia.

No Brasil, existem diversas pesquisas relacionadas ao monitoramento e avaliação da qualidade da água por meio de IQAs como as realizadas por Bonnet *et al.* (2008); Santiago e Santos (2016); Piratoba *et al.* (2017); Trindade *et al.* (2017). Uma das mais recentes, realizada por Medeiros *et al.* (2017), ocorreu no rio Murucupi, localizado em uma área urbana e intensamente industrializada no Estado do Pará. O rio Arapiranga, um rio próximo e com menor área urbanizada nas imediações, também foi avaliado a fim de comparações. Oito pontos foram monitorados em cada rio no ano de 2009. O cálculo do IQA se deu por meio do IQACETESB (uma variação do IQA da National Sanitation Foundation) e, aos valores estimados foram aplicadas técnicas estatísticas para comparação dos resultados em períodos secos e chuvosos. Os autores consideraram o IQA como uma ferramenta importante na avaliação da qualidade da água. A eficiência do IQA e das técnicas estatísticas utilizadas para avaliar a qualidade da água dos rios Arapiranga e Murucupi foram confirmadas com base na observação das diferenças significativas entre os períodos mais

chuvosos e menos chuvosos. O rio Murucupi foi mais afetado por atividades antropogênicas devido à proximidade da cidade de Barcarena, onde a influência urbana era mais evidente, enquanto que o rio Arapiranga foi menos influenciado por tais atividades.

Diante do exposto e tendo em vista a importância do monitoramento da qualidade da água frente às atividades antropogênicas, o objetivo desta pesquisa foi analisar a qualidade da água nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, localizadas no Estado do Paraná, utilizando para tanto a aplicação do IQAc (Índice de Qualidade da Água Conama), que foi proposto por Cicilinski (2018).

### Material e métodos

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Estatística Computacional e Aplicada (LECA), na Universidade Estadual de Ponta Grossa, estado do Paraná, Brasil.

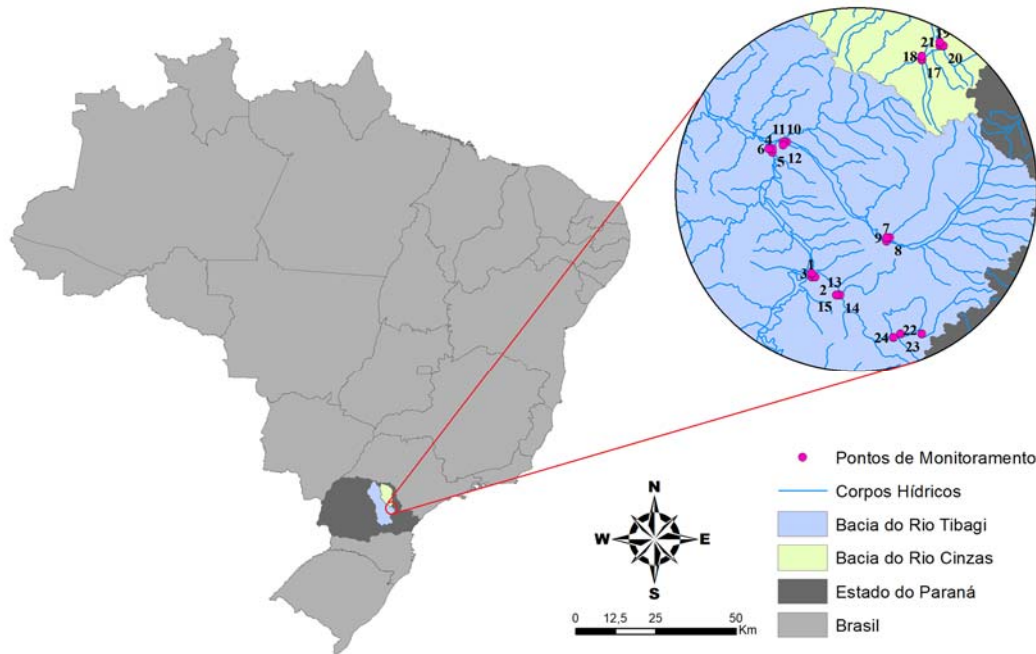
Localizado no Estado do Paraná, o Rio Tibagi possui 550 quilômetros de extensão. Sua nascente está situada na Serra das Almas entre os municípios de Ponta Grossa e Palmeira a 1100 metros de altitude. Sua área de drenagem é de 25239 km<sup>2</sup>; e a bacia divide-se da seguinte forma: 1º Planalto ou Alto Tibagi (de 1120 a 700 m de altitude); 2º Planalto ou Médio Tibagi (de 700 a 300 m de altitude) e 3º Planalto ou Baixo Tibagi (de 400 a 300 m de altitude). A principal atividade econômica desenvolvida na região é a agropecuária. Na metade sul da bacia as culturas de soja, milho, feijão e trigo ocupam uma área igual à de pastagens, havendo ainda áreas com reflorestamento. Na metade norte, região da terra roxa, a agricultura é mais intensiva com cultivos de soja, milho, trigo e café. Esta Bacia Hidrográfica é relativamente industrializada, com pólos em Londrina e Ponta Grossa. Em Telêmaco Borba, situa-se uma das maiores indústrias de celulose do país (SEMA, 2015).

Também no Estado do Paraná, encontra-se o Rio das Cinzas. Este rio nasce na Serra de Furnas e sua bacia hidrográfica conta com uma área de 9653.86 km<sup>2</sup>. A principal atividade econômica é a agropecuária, com destaque para a cultura da cana de açúcar e pastagens. As indústrias da região são predominantemente do setor agroindustrial com destaque para destilarias de álcool, usinas de açúcar, frigoríficos, laticínios e outros (SEMA, 2015).

O foco da pesquisa se dá nas regiões sul e sudeste da bacia do Rio Tibagi, correspondente à unidade hidrográfica do Alto Tibagi, e na porção sul da bacia do Rio das Cinzas.

Foram utilizados dados de qualidade da água cedidos pela Fundação ABC – Pesquisa e Desenvolvimento Agropecuário, cuja sede está localizada no município de Castro-PR, e que monitora a qualidade da água nas Bacias hidrográficas do Alto Tibagi e Cinzas desde 2014 conforme Tsukahara *et al.* (2016).

Foram definidos 24 pontos de monitoramento da água distribuídos pelas bacias hidrográficas dos rios Tibagi e Cinzas, localizados entre as longitudes 49°55'O e 50°25'O e as latitudes 24°12'S e 25°1'S, considerando critérios sociais, políticos, geográficos e ambientais, conforme a presença de cooperativas da Fundação ABC, os quais são apresentados na Figura 1.



**Figura 1.** Mapa do Estado do Paraná, onde são destacas as bacias hidrográficas dos rios Tibagi e Cinzas com os respectivos pontos de amostragem.

Os seguintes parâmetros de qualidade da água foram analisados: Cor ( $\text{mg.Pt.Co.L}^{-1} = 1 \text{ uH}$ ), Fósforo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Nitratos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Nitritos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Nitrogênio Amoniacal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Potencial Hidrogeniônico, Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e Turbidez (UNT). As coletas e análises foram realizadas mensalmente pela Fundação ABC, no período de julho/2014 a junho/2016. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo (temperatura abaixo de 4°C) e recepcionadas pelo Laboratório de Qualidade de Água da Fundação ABC em prazo inferior a 24 horas. As determinações analíticas seguiram os métodos padronizados (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) recomendados pela APHA - American Public Health Association (APHA, 2012).

Após a organização e consistência dos dados, procedeu-se o cálculo do  $\text{IQA}_c$ , proposto por Cicilinski (2018), por meio da Equação 1:



$$IQA_c = k \frac{\sum_{i=1}^N C_i \cdot P_i}{\sum_{i=1}^N P_i}$$

**Equação 1**

Onde:

$IQA_c$ : Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100

$C_i$ : valor percentual correspondente ao parâmetro;

$P_i$ : peso correspondente a cada parâmetro;

$k$ : constante de ajuste em função do aspecto visual das águas, com os seguintes valores: 1.00 para águas claras sem aparente contaminação; 0.75 para águas com ligeira cor, espumas e turbidez aparente não natural; 0.50 para águas com aparência contaminada e forte odor; 0.25 para águas negras que apresentam fermentações e forte odor.

É importante destacar que o IQAc (Cicilinski, 2018) é um novo índice que se fundamentou na legislação brasileira por meio da Resolução nº 357, do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA (CONAMA, 2005). Os valores referentes à  $C_i$  e  $P_i$  para o cálculo do IQAc, levando em consideração as condições e padrões estabelecidos para corpos hídricos Classe 2, são fornecidos pela Tabela 1, sendo que aos limites máximos ou mínimos permissíveis (de acordo com o parâmetro) foi atribuído  $C_i$  igual a 60.00.

**Tabela 1.** Parâmetros considerados para o cálculo do IQAc com seus respectivos pesos ( $P_i$ ), valores percentuais ( $C_i$ ) e valores analíticos.

Parâmetros	Peso ( $P_i$ )	Valor Percentual ( $C_i$ )										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
		Valor analítico										
N Amon	3	>6.0	6.00	5.50	5.00	4.50	4.00	3.70	3.00	2.50	2.00	≤1.00
Nitrito	2	>3.00	3.00	2.50	2.00	1.50	1.25	1.00	0.50	0.25	0.20	≤0.15
Nitrato	2	>100	100	50	30	20	15	10	8	6	4	≤2
Fósforo	2	>0.30	0.30	0.25	0.20	0.15	0.13	0.10	0.085	0.065	0.050	≤0.025
pH	1	1	2	3	4	5	5.5	6	6.5	8	7.5	7
SDT	2	>4.000	4.000	3.000	2.000	1.000	750	500	400	300	200	≤100
Turbidez	2	>350	350	280	230	180	130	100	50	20	18	≤15
Cor	2	>210	210	190	160	130	100	75	60	45	30	≤15
OD	4	0	1	2	3	3.5	4	5	6	6.5	7	≥7.5

N Amon (Nitrogênio amoniacal), Nitrato, Nitrito, Fósforo, SDT e OD (mg/L); pH (unidade), Turbidez (UT), Cor (mg Pt L<sup>-1</sup>)

Neste cálculo considerou-se que o valor de  $k$  (constante de ajuste em função do aspecto visual das águas) não varia ( $k = 1$ ) para todas as situações. A mesma condição foi proposta por Debels *et al.* (2005) e Abrahão *et al.* (2007), uma vez que essa constante tende a superestimar a poluição do corpo hídrico devido a uma impressão visual, a qual não apresenta necessariamente uma correlação com a poluição objetiva medida, como demonstrado na pesquisa de Pesce e Wunderlin (2000).

A partir dos resultados obtidos do  $IQA_c$ , que foram avaliados mensalmente, foram realizadas ponderações sob um ponto de vista pluviométrico de períodos anuais mais chuvoso e menos chuvoso, bem como numa perspectiva sazonal (estações do ano). Foi considerado que os meses de Outubro a Março compõe o período pluviométrico mais chuvoso (PMAC), sendo que o período menos chuvoso (PMEC) é composto pelos meses de Abril a Setembro. Para a avaliação sazonal dos valores alcançados, os seguintes meses foram considerados representativos de cada estação do ano: Janeiro a Março (Verão), Abril a Junho (Outono), Julho a Setembro (Inverno) e Outubro a Dezembro (Primavera).

Com o objetivo de obter a distribuição espacial dos resultados encontrados de  $IQA_c$  para a região determinada, tanto no período pluviométrico quanto por estações do ano, foram elaborados mapas georreferenciados por meio do software ArcGIS (versão 10.5.1), onde se utilizou o método de interpolação do Inverso da Distância Ponderada (IDW). Também utilizando o software ArcGIS, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo, com base em dados obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018).

Para comparar os resultados encontrados por período pluviométrico e por estações do ano, foram realizadas análises estatísticas ao nível de significância de 1%, com o auxílio do software R. Na comparação dos valores encontrados por período pluviométrico realizou-se o teste  $t$  de Student, quando da constatação da normalidade dos dados. Quando da não normalidade dos dados, aplicou-se o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (M-W), que compara as medianas dos grupos. Na comparação dos valores encontrados sazonalmente (por estações do ano), inicialmente foram verificados os pré-requisitos para realização da Análise de Variância (ANOVA) como a normalidade dos dados e dos resíduos (desvios) executados por meio do teste de Shapiro-Wilk, bem como a homogeneidade das variâncias, que foi avaliada pelo teste de Bartlett. Quando do não atendimento de um dos pré-requisitos para condução da ANOVA, os dados foram analisados pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (K-W).

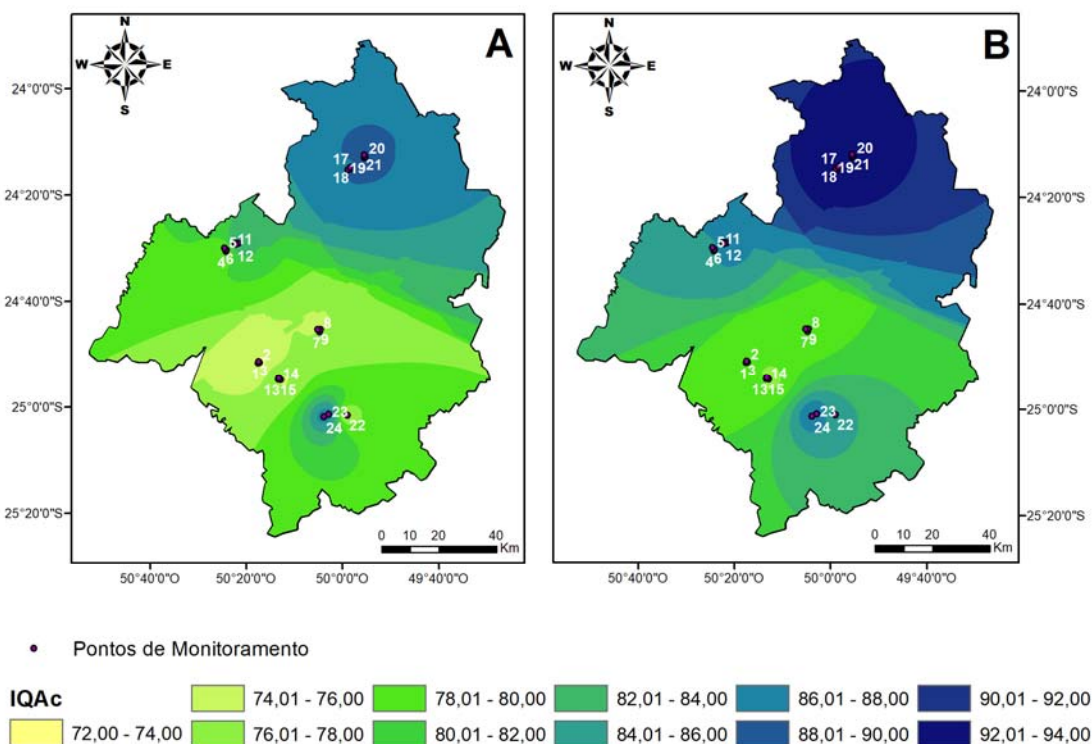
### Resultados e discussão

Avaliando os dados mensalmente, pôde-se observar que apenas o ponto de monitoramento 2 apresentou resultados inferiores a 60.00, nos meses de Dezembro de 2014 ( $IQA_c=53.50$ ), Março de 2015 ( $IQA_c=56.50$ ) e Fevereiro de 2016 ( $IQA_c=46.00$ ) os quais pertencem ao PMAC. O melhor resultado é referente ao ponto de monitoramento 19 e ocorreu no mês de agosto de 2014 ( $IQA_c=98.33$ ), no PMEC.

Uma vez que aos limites legislativos permissíveis de cada parâmetro foi atribuído  $C_i= 60.00$ , uma estimativa de  $IQA_c$  igual ou acima deste valor significa que, de maneira geral, o corpo hídrico encontra-se dentro do enquadramento Classe 2. Valores estimados de  $IQA_c$  abaixo de 60.00

demonstram que o local avaliado está, por via de regra, aquém das exigências estabelecidas pela legislação brasileira para rios Classe 2.

A Figura 2 representa a interpolação dos dados de  $IQA_c$  estimados para os períodos pluviométricos. Percebe-se que os melhores resultados são apresentados na região norte da área de estudo, referente à Bacia do Rio das Cinzas, tanto no PMAC (Figura 2A) quanto no P MEC (Figura 2B), onde constam os pontos de monitoramento 16, 17, 18, 19, 20 e 21. Os resultados estimados para estes pontos no PMAC encontram-se entre 88.00 e 90.00. Analogamente, no P MEC, os resultados calculados para os pontos de monitoramento mencionados estão entre os valores 92.00 e 94.00. Estes pontos encontram-se num contexto de uso do solo classificados como: Usos diversificados, Lavouras + Matas e/ou Florestas, Lavouras + Pastagens, Matas e/ou Florestas e Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como pode ser observado na Figura 3. Desta maneira, esta é a região de estudo com maior cobertura de Matas e/ou Florestas quando comparada com as demais regiões avaliadas. Conforme Meneses *et al.* (2015), que explorou a relação do uso do solo e suas mudanças na bacia hidrográfica Zêzere (Portugal), pontos com maior ocupação de florestas conduzem a uma maior proteção da qualidade da água.



**Figura 2.** Mapa da interpolação dos resultados de  $IQA_c$  na área de estudo para os períodos pluviométricos PMAC (A) e P MEC (B).

Por meio da Figura 2A, pode-se notar que os resultados mais baixos de IQA<sub>c</sub> no PMAC ocorreram nos pontos 2 e 14, onde o uso do solo é voltado para Lavouras + Matas e/ou Florestas área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, conforme Figura 3.

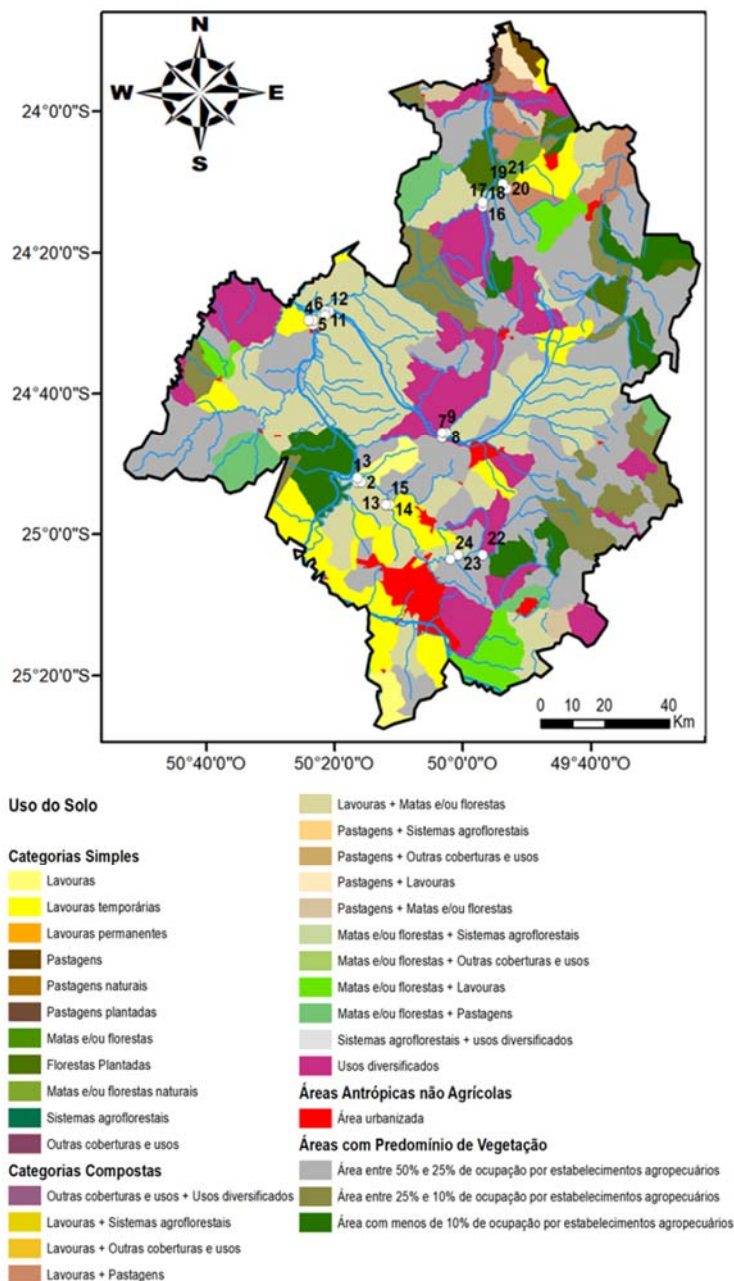


Figura 3. Mapa de ocupação e uso do solo da área de estudo.

A Figura 2B, por sua vez, mostra que os resultados de  $IQA_c$  mais baixos no P MEC aconteceram nos pontos 3, 14 e 15, onde o solo também é utilizado para Lavouras + Matas e/ou Florestas e área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como apresentado na Figura 3. Percebe-se que a porção mais a sudoeste da área de estudo denota os valores de  $IQA_c$  mais baixos, com resultados entre 72.00 e 78.00 para o P MAC (Figura 2A) e entre 72.00 e 80.00 para o P MEC (Figura 2B). Contudo, apesar destes valores serem os menores estimados, pode-se afirmar que estes pontos de monitoramento se encontram dentro do enquadramento Classe 2, uma vez que todos os resultados superam o valor de 60.00.

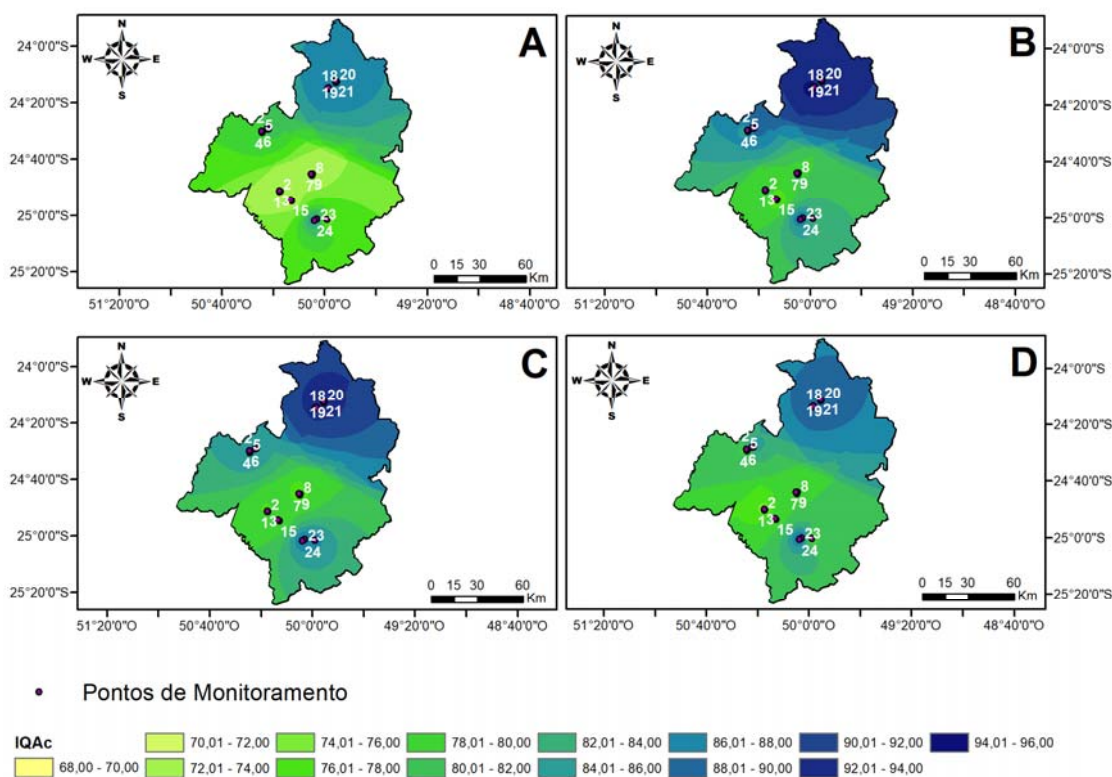
Pode-se notar por intermédio da Figura 2 que o  $IQA_c$  dos pontos localizados na região central da área de estudo, onde se encontram os pontos 7, 8 e 9 variam na faixa de 78.00 a 80.00 para o P MEC e de 74.00 a 78.00 para o P MAC. De acordo com a Figura 3, essa região apresenta uso Diversificado do solo e Lavouras + Matas e/ou Florestas. A região sul da área estudada, nas proximidades dos pontos 22, 23 e 24 tem o  $IQA_c$  variando no intervalo de 84.00 a 90.00 e uso do solo voltado a Lavouras + Matas e/ou Florestas e área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários. Mais a noroeste, próximo aos pontos 4, 5, 6, 10, 11 e 12 os valores de  $IQA_c$  se apresentam entre 82.00 a 92.00 para o P MEC e entre 76.00 a 86.00 para o P MAC. Conforme a Figura 3, esta região apresenta Área Urbanizada, Lavouras + Matas e/ou Florestas e Usos Diversificados. De maneira geral, verificou-se que os resultados do  $IQA_c$  estimados para o P MEC se mostraram superiores em relação aos resultados no P MAC.

Os valores médios estimados em cada ponto de monitoramento foram comparados estatisticamente em relação ao período pluviométrico. Dos 24 locais monitorados, apenas 2 pontos (12 e 17) foram analisados pelos valores das medianas usando o teste de Mann-Whitney e os demais 22 pontos de monitoramento foram avaliados a partir dos valores das médias do  $IQA_c$  pelo teste  $t$ .

Quando avaliados pelos valores médios, os resultados dos períodos pluviométricos não diferiram estatisticamente em 19 pontos, sendo encontrada diferença significativa apenas nos pontos 5 ( $IQA_c$  P MEC=88.24 e P MAC=79.38), 21 ( $IQA_c$  P MEC=93.39 e P MAC=88.06) e 22 ( $IQA_c$  P MEC=84.11 e P MAC=74.43). Quando analisados pela mediana não houve diferença significativa entre os períodos nos dois pontos avaliados (12 e 17). Contrariamente, Pesce e Wunderlin (2000) em um estudo de verificação da qualidade da água em Córdoba, Argentina, por meio de IQAs adaptados do modelo de Bascarán (1979), verificaram diferenças significativas entre os resultados obtidos no período menos chuvoso (denominado pelo autor como período seco) e no período mais chuvoso (referido pelo autor como período chuvoso); sendo que o período menos chuvoso apresentou os piores resultados de qualidade da água. Abrahão *et al.* (2007) também utilizaram dois índices derivados do  $IQA_b$  (Índice de Qualidade da Água de Bascarán) para avaliar a qualidade da água em João Pessoa, nordeste do Brasil. O índice denominado pelos autores como  $IQA_{obj}$

(ObjectiveWaterQuality Index) retratou melhor qualidade da água no período mais chuvoso (de março a agosto); enquanto a outra variação, chamada IQA<sub>BA</sub> (BasaránAdaptedWaterQuality Index), verificou melhor qualidade da água no período menos chuvoso, embora em nenhuma das avaliações apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os períodos hídricos. Estes resultados demonstraram que a sazonalidade não exerce uma influência expressiva naquela localidade e estão em concordância com os resultados obtidos nesta pesquisa.

A Figura 4 representa a interpolação dos valores de IQA<sub>c</sub> estimados nas estações do Verão (Figura 4A), Outono (Figura 4B), Inverno (Figura 4C) e Primavera (Figura 4D). Novamente, os melhores resultados obtidos foram verificados na região norte da área de estudo, onde estão localizados os pontos de monitoramento 16, 17, 18, 19, 20 e 21. Nesta porção, pertencente à Bacia do Rio das Cinzas, os resultados de IQA<sub>c</sub> variaram numa faixa de 86.00 a 94.00. Como destacado anteriormente, esta região da bacia apresenta usos diversificados do solo, Lavouras + Matas e/ou Florestas, Lavouras + Pastagens, Matas e/ou Florestas e Área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários, como pode ser observado na Figura 3.



**Figura 4.** Mapa da interpolação dos resultados de IQA<sub>c</sub> na área de estudo para as estações do ano: Verão (A), Outono (B), Inverno (C) e Primavera (D).

Por meio da Figura 4A, notou-se que os menores valores estimados de  $IQA_c$  para o verão foram encontrados nos pontos 2 e 14. A Figura 4B, revela que os menores valores estimados de  $IQA_c$  para o outono foram nos pontos 14 e 15. Para o inverno, pode-se observar que os pontos 3 e 14 obtiveram os menores resultados (Figura 4C). Na primavera, Figura 4D, os valores menores de  $IQA_c$  estimados aconteceram nos pontos 2 e 3. É importante destacar que estes os pontos onde ocorreram os menores valores de  $IQA_c$  estão localizados à sudoeste da área avaliada e, são pertencentes a Unidade Hidrográfica do Alto Tibagi, onde o uso do solo é voltado especialmente à Lavouras + Matas e/ou Florestas e apresenta área entre 50% e 25% de ocupação por estabelecimentos agropecuários. Apesar dos resultados nesta área estarem inseridos nas menores faixas de  $IQA_c$  (de 68.00 a 76.00), os valores calculados estão em conformidade com o enquadramento de rios Classe 2, uma vez que todos os resultados superam o valor de 60.00. É provável que as medidas conservacionistas adotadas, somadas a cobertura vegetal desta região, interferem de maneira positiva no que diz respeito à conservação da qualidade dos corpos hídricos.

Constata-se pela Figura 4, que o  $IQA_c$  dos pontos localizados na região central da área de estudo, onde se encontram os pontos 7, 8 e 9 variam de 70,00 a 82,00 nas diferentes estações do ano. Nas proximidades dos pontos 22, 23 e 24, mais ao sul, o  $IQA_c$  se encontra no intervalo de 84,00 a 90,00. Os valores de  $IQA_c$  nas estações do ano se apresentam entre 76,00 e 94,00 à noroeste, em torno dos pontos de monitoramento 4, 5, 6, 10, 11 e 12.

É importante destacar que os valores obtidos para o outono (Figura 4B), de maneira geral, se mostraram superiores em relação às estimativas das demais estações do ano. O verão, por sua vez, regularmente apresenta resultados inferiores em relação às outras estações.

Os valores sazonais estimados para cada ponto de monitoramento foram comparados, com a finalidade de verificar diferenças estatísticas entre as estações do ano.

Dos 24 pontos de monitoramento, 21 foram avaliados a partir dos valores médios do  $IQA_c$  e apenas os pontos 10, 17 e 18 foram analisados pelos valores das medianas. Em todos os pontos, não foi encontrada diferença significativa entre as estações do ano, tanto do ponto de vista da média como da mediana, conforme o caso. Isto não corrobora com os resultados encontrados por Debels *et al.* (2005), que avaliaram a qualidade da água do Rio Chillán por meio da equação proposta por Bascarán (1979) e, constataram que as piores condições de qualidade da água ocorreram no verão (que é um período seco naquela localidade). Em análise similar, Wu *et al.* (2018) avaliaram a qualidade da água em uma das regiões mais desenvolvidas da China, na Bacia do Lago Taihu, por meio de uma adaptação do índice proposto por Bascarán (1979), apresentado em Pesce e Wunderlin (2000). A qualidade da água nesta pesquisa apresentou uma variação sazonal distinta, com os maiores valores de  $IQA_c$  apresentados no outono, seguido da primavera

e do verão (que não diferem estatisticamente), e os menores valores foram obtidos no inverno. Nesta região, o outono é geralmente seco e ensolarado, enquanto que o mês mais chuvoso é agosto, um dos meses que compõe o período de verão no hemisfério norte.

Uma pesquisa monitorando três anos no Rio Kolong, conduzida por Bora e Goswami (2017), em Assam na Índia, que apesar de ser uma região de rica biodiversidade ribeirinha, com alta navegabilidade e com uma atividade agrícola bem estabelecida, concluiu que a má qualidade da água no período de monções (período de chuvas intensas) é proveniente do aumento do escoamento superficial em decorrência das aglomerações urbanas adjacentes. Contrariamente, percebeu-se por meio dos resultados encontrados nesta pesquisa, que os valores estimados em diferentes períodos pluviométricos, de maneira geral, não apresentaram diferenças estatísticas. Analogamente, os valores sazonais encontrados também não diferiram estatisticamente.

Dentro deste contexto, nesta pesquisa, pode-se entender que as medidas conservacionistas adotadas na região avaliada, que apresenta uma ocupação do solo voltada para atividade agropecuária, parecem ser eficientes, uma vez que, o fator sazonal não exerceu uma influência significativa sobre a qualidade da água, expressa pelo índice IQA<sub>c</sub>.

### **Conclusão**

Diante dos resultados encontrados nesta pesquisa pode-se concluir que a qualidade da água, analisada por meio do IQA<sub>c</sub> na área avaliada, que está inserida nas Bacias do Rio Tibagi e do Rio das Cinzas, está em conformidade com os requisitos mínimos de qualidade da água que constam na legislação brasileira para rios Classe 2;

Na análise espacial dos resultados, foram identificados que os melhores valores de IQA<sub>c</sub> aconteceram nos locais mais ao norte da área avaliada, que estão inseridos na Bacia do Rio das Cinzas. Além do mais, foi constatado que o fator sazonal não exerceu influência significativa na qualidade da água, uma vez que na comparação tanto entre períodos pluviométricos (PMAC e P MEC) quanto entre as estações do ano, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas nos pontos de monitoramento;

A aplicação do IQA<sub>c</sub> como ferramenta de avaliação da qualidade da água se mostrou eficiente visto que sua metodologia de cálculo é prática, de fácil interpretação, e demonstrou grande confiabilidade nos resultados, tendo em vista que a mesma foi validada anteriormente perante outros índices comumente utilizados.



## Agradecimientos

*Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq pelo apoio financeiro e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES pela concessão de Bolsa.*

## Referências bibliográficas

- Abrahão, R., Carvalho, M., Silva Júnior, W. R., Machado, T.T.V., Gadelha, C.L.M., Hernandez, M.V.M. (2007) Use of index analysis to evaluate the water quality of a stream receiving industrial effluents. *Water SA*, **33**(4), 459-465.
- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22 ed. Washington: APHA.
- Balan, I. N., Shivakumar, M., Kumar, P. D. M. (2012) An assessment of ground water quality using water quality index in Chennai, Tamil Nadu, India. *Chronicles of Young Scientists*, **3**(2), 146-150.
- Bascaran, M. (1979) Establishment of a methodology for the determination of water quality. *Boletín Informativo del Medio Ambient.*, **9**, 30-51.
- Bonnet, B. R. P., Ferreira, L. G., Lobo, F. C. (2008) Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. *Revista Árvore*, **32**(2), 311-322.
- Bora, M., Goswami, D. C. (2017) Water quality assessment in terms of water quality index (WQI): case study of the Kolong River, Assam, India. *Applied Water Science*, **7**, 3125–3135.
- Cicilinski, A. D. (2018) *Elaboração e Aplicação de um Índice de Qualidade da Água em Consonância com a Legislação Brasileira*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 77 pp.
- Chauhan, A., Singh, S. (2010) Evaluation of Ganga water for drinking purpose by water quality index at Rishikesh, Uttarakhand, India. *Report Opinion*, **2**(9), 53-61.
- Chowdhury, R. M., Muntasir, S. Y., Hossain, M. M. (2012) Water quality index of water bodies along Faridpur-Barisal road in Bangladesh. *Global Engineers and Technologists Review*, **2**(3), 1- 8.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente (2005) *Resolução nº 357/2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X. (2005) Evaluation of water quality in the Chillán river (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, **110**, 301-322.
- Dede, O. T., Telci, I. T., Aral, M. M. (2013) The use of Water Quality Index Models for the Evaluation of Surface Water Quality: A Case Study for Kirmir Basin, Ankara, Turkey. *Water Quality, Exposure and Health*, **5**, 41-56.
- Ewaid, S. H., Abed, S. A. (2017) Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **43**, 117- 122.
- Giri, S., Qiu, Z. (2016) Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review, *Journal of Environmental Management*, **173**, 41-48.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) *Cobertura e Uso da Terra*. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/geociencias-novo-portal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>
- Medeiros, A.C., Faial, K. R. F., Faial, K. C. F., Lopes, I. D. S., Lima, M. O., Guimarães, R. M., Mendonça, N. M. (2017) Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **123**, 156-164.
- Meneses, B. M., Reis, R., Vale, M. J., Saraiva, R. (2015) Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal)—Water quality implications. *Science of the Total Environment*, **527/528**, 439-447.

- Merten, G. H., Minella, J. P. (2002) Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, Porto Alegre*, **3**(4), 33-38.
- Pesce, S. F., Wunderlin, D. A. (2000) Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. *Water Research*, **34**(11), 2915-2926.
- Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., Gonçalves, W. G. (2017) Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, **10**(3), 435-456
- Poonan, T., Tanushree, B., Sukalyan, C. (2013) Water Quality Indices – Important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in Chemistry*, **1**(1), 15-28.
- Santiago, B. E. C., de Jesus, T. B., dos Santos, L. B. O. (2016) Avaliação da qualidade da água no perímetro urbano de Riachão do Jacuípe, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **9**(4) 1058-1071.
- SEMA- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2015) *Bacias Hidrográficas do Paraná – 2ª ed.* Disponível em [https://www.paranagua.pr.gov.br/imgbank2/file/meio\\_ambiente/material-didatico/Revista\\_Bacias\\_Hidrograficas\\_2015.pdf](https://www.paranagua.pr.gov.br/imgbank2/file/meio_ambiente/material-didatico/Revista_Bacias_Hidrograficas_2015.pdf)
- Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G., Perera, B. C. J. (2016) Development of river water quality indices – a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, **188**(58), 29-57.
- Trindade, A. L. C., Almeida, K. C. B., Barbosa, P. E., Oliveira, S. M. A. C. (2017) Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Eng. Sanit. Ambient*, **22**(1), 13-24.
- Tsukahara, R. Y., Loman Filho, E. J., Barth, G., Freitas, D. R., Povh, F. P. (2016) Monitoramento da Qualidade da Água nas Bacias Hidrográficas do Alto Tibagi e Cinzas. *XX Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água - RBMCSA*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Tundisi, J. G., Tundisi, T. M., *Limnologia* (2008) São Paulo: Oficina de Textos, 1ª ed. 632 pp.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R. (2013) Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, **1**(3), 34-38.
- Wu, Z., Wang, X., Chen, Y., Cai, Y., Deng, J. (2018) Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. *Science of the Total Environment*, **612**, 914- 922.

# REVISTA AIDIS

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

## UTILIZAÇÃO DE *Trametes versicolor* NO PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE CORANTE ÍNDIGO CARMIM

\* Alyne Vasconcelos Cavalcante <sup>1</sup>  
Gustavo Evangelista dos Santos <sup>2</sup>  
Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa <sup>1</sup>  
Glória Maria Marinho Silva <sup>1</sup>

## USE OF *Trametes versicolor* IN THE PROCESS OF DEGRADATION OF INDIGO CARMINE DYE

Recibido el 5 de junio de 2020; Aceptado el 3 de diciembre de 2020

### Abstract

Among the industrial sectors with polluting potential, the textile industry stands out for the large amount of effluents containing dyes, recalcitrant substances with high toxicity. In the search for innovative treatments, the biological treatment stands out for achieving promising results, so this work had the objective of evaluating the degradation of synthetic effluent containing indigo carmine with concentration  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  from the application of fungus *Trametes versicolor* using glucose as carbon source. A study involved the application of glucose at the concentration of  $1.0 \text{ g.L}^{-1}$  at the beginning of the reaction time (0h) and reapplication of  $0.7 \text{ g.L}^{-1}$  after 24 hours (24h') in 13 cycles lasting 48 hours, each. Chemical oxygen demand (COD) and glucose were monitored at four times: cycle start (0h), half cycle before addition to glucose (24h) and after addition (24h) and at the end of the cycle (48h). The concentrations of dye and enzyme laccase were taken at 3h, 5h, 10h, 24h, 30h, 34h and 48h. The results of the medium intensity test were 40.6% in the initial 24 hours and 54.4% at the end of the cycle. A COD, on average,  $85 \pm 4.2\%$  of removal. The low laccase activity may have been attributed to other enzymes, not evaluated in this work. Therefore, our results signals positively for a use of the *Trametes versicolor* in the degradation of indigo carmine.

**Keywords:** bioremediation, glucose, laccase, *Trametes versicolor*.

<sup>1</sup> Laboratório de Tecnologia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Fortaleza; Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Campus Maracanaú, Brasil.

\*Autor correspondente: Laboratório de Tecnologia Ambiental – LATAM, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Av. Treze de Maio, 2081, Benfica, campus Fortaleza. Fortaleza, Ceará, Brasil. Email: [alyneifce@gmail.com](mailto:alyneifce@gmail.com)

## Resumo

Entre os segmentos industriais com potencial poluidor, a indústria têxtil se destaca pelo elevado volume de efluentes rico em corantes - substâncias recalcitrantes com alta toxicidade. Na busca por tratamentos inovadores para efluentes industriais, o tratamento biológico vem alcançando resultados promissores. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a degradação de efluente sintético contendo índigo carmim a partir da aplicação de fungo *Trametes versicolor*, imobilizado em reator em semi-bateladas sequenciais, utilizando glicose como fonte de carbono. A pesquisa envolveu aplicação de glicose na concentração de 1.0 g.L<sup>-1</sup> no início do tempo reacional (0 h) e reaplicação de 0.7 g.L<sup>-1</sup> após 24 horas (24 h') em 13 ciclos que duravam 48 horas, cada. A demanda química de oxigênio (DQO) e a glicose foram monitoradas em quatro tempos: início do ciclo (0 h), metade do ciclo antes de adicionar glicose (24h) e após sua adição (24 h') e ao final do ciclo (48 h). As concentrações de corante e de enzima lacase foram determinadas em alíquotas retiradas nos tempos de 3 h, 5 h, 10 h, 24 h, 30 h, 34 h e 48 h. Os resultados de remoção média de corante foram de 40.6% nas 24 horas iniciais e 54.4% ao final do ciclo. A DQO atingiu média de 85 ± 4.2% de remoção. A baixa atividade de lacase pode ter sido atribuída à prevalência de outras enzimas, não avaliadas neste trabalho. Portanto, nossos resultados sinalizam positivamente para a utilização do *Trametes versicolor* na degradação do índigo carmim.

**Palavras chave:** biorremediação, glicose, lacase, *Trametes versicolor*.

## Introdução

Nos últimos anos, a gestão da qualidade da água se tornou um interesse mundial, o que fez com que houvesse um engajamento de pesquisadores de várias áreas, visando contribuir com a regulação e redução de produtos altamente tóxicos e poluentes perigosos, como os corantes. Agências e organizações ambientais, incluindo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos reconheceram a urgência e, assim, estudos extensivos passaram a ser realizados para expor a curto e a longo prazo as repercussões de corante na saúde humana e na ecologia natural (Long *et al.*, 2017; Shabbir *et al.*, 2017).

Na tentativa de aliar desenvolvimento com responsabilidade ambiental, mecanismos de tratamento de efluentes passaram a ser desenvolvidos, dentre eles, a biorremediação, que se utiliza de micro-organismos, como os fungos, para degradar compostos de difícil decomposição. Estes micro-organismos são hábeis produtores de enzimas, como a lacase, sendo muito bem adequadas para degradação de corantes têxteis em águas residuais (Holkar *et al.*, 2016).

Em mecanismos de descoloração por degradação enzimática, o fungo *Trametes versicolor* se mostra capaz de alcançar capacidade de remoção entre 85% - 90%, como aplicações para remoção de corante *Black dicem* para couro (Bacar *et al.*, 2011), descoloração de 96% para corante *Red 40* (Jaramillo *et al.*, 2017) e descoloração entre 40% - 46% de *Indigo blue* por *Trametes orientalis* (Zheng *et al.*, 2017), por exemplo.

Como muitas dessas substâncias têm propriedades mutagênicas e carcinogênicas, alteram sistemas aquáticos, contêm considerável quantidade de metais pesados e alta concentração de

matéria orgânica e recalcitrância, a contaminação de ambientes aquáticos decorrente da emissão desses compostos poluentes de segmentos industriais, como o setor têxtil, torna-se um desafio econômico, social e ambiental investir em tratamentos que reduzam os impactos e prejuízos causados pelo lançamento desses efluentes.

Assim sendo, este trabalho objetivou estudar a degradação de efluente sintético contendo índigo carmim em reator em semi-batelada inoculado com *Trametes versicolor* com adição de glicose, como cossustrato.

## Materiais e métodos

### Inóculo

O fungo *Trametes versicolor* teve seu cultivo realizado a partir de sementeira em placas de Petri esterilizadas, contendo meio de cultura PDA (*Potatoe Dextrose Agar*) previamente esterilizado em autoclave a 121 °C, durante 15 minutos. As placas foram mantidas em estufa microbiológica, sob 28°C por sete dias a fim de se obter o crescimento dos esporos por toda superfície da placa, conforme mostrado na Figura 1, sendo posteriormente removidos através de *plugs* e inoculados em reator, na proximidade do Bico de Bunsen, na forma de discos de 0.9 cm de diâmetro, numa proporção de 20 *plugs*/L, segundo Ottoni (2012).



**Figura 1.** *Trametes versicolor* crescido em placa de Petri.

### Meios de crescimento e basal para o reator biológico

O meio basal teve a seguinte composição (g.L<sup>-1</sup>): glicose (5); NaNO<sub>3</sub> (0.25); MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (1); CaCl<sub>2</sub>.H<sub>2</sub>O (0.04); (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0.5); KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (2); H<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> (0.02); MnSO<sub>4</sub> (0.02); Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (0.02) e ZnSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (0.01), segundo Andrade (2013).

A água residuária sintética foi preparada com água de torneira acrescida de  $0.02 \text{ g.L}^{-1}$  de corante índigo carmim e nutrientes ( $\text{g.L}^{-1}$ ):  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (0.2);  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (0.2);  $\text{MnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (0.5);  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (0.1), além de  $10 \text{ mL.L}^{-1}$  de solução de micronutrientes com composição ( $\text{g.L}^{-1}$ ):  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (3.0),  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  (0.5),  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (0.1),  $\text{ZnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  (0.1),  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (0.1),  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (0.08),  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (0.01),  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (0.01).

O meio basal teve seu pH ajustado para 5.0 pela adição de solução de ácido sulfúrico  $2.5 \text{ mol.L}^{-1}$  por ser condição ótima para desenvolvimento fúngico, segundo Griffin (1994).

#### Imobilização de biomassa e operação do reator biológico

Foi empregado como material suporte espuma de poliuretano de densidade  $0.938 \text{ g/m}^3$ , cortada em cubos de 1 cm de aresta, que foram lavados com água e sabão líquido e posteriormente esterilizados a  $121 \text{ }^\circ\text{C}$ , em autoclave por 20 minutos.

De acordo com o proposto por Silva *et al.* (2012), os cubos de espuma foram colocados então em redes vazadas de polietileno nas quais foram dispostas 15 gramas de espuma sendo posteriormente alocadas em um reator (frasco de Duram) de 5 L para o procedimento de imobilização da biomassa fúngica. Assim, o meio de crescimento preparado foi autoclavado e, após resfriamento, adicionado ao reator num volume reacional de 4 L. Após 24 horas, para uma melhor fixação do micro-organismo ao material suporte, a aeração foi provida pelo uso de mini-compressores de ar. Uma representação do reator está na Figura 2:



**Figura 2.** Reator inoculado com *Trametes versicolor* em crescimento.

A operação ocorreu em ciclos de 48 horas, sendo 2 ciclos por semana. No início de cada ciclo, o reator recebeu água residuária sintética contendo meio basal, corante índigo carmim ( $0.02 \text{ g.L}^{-1}$ ), conforme curva de calibração adotada pelo equipamento laboratorial, antibiótico Megacilin Super Plus ( $0.1 \text{ g.L}^{-1}$ ), para minimizar contaminação por bactérias, e glicose ( $1.0 \text{ g.L}^{-1}$ ).

Após 24 h de reação, foi retirada uma alíquota de 20 mL e adicionado ao meio glicose ( $0.7 \text{ g.L}^{-1}$ ), sendo o ciclo reacional finalizado depois de mais 24 horas, totalizando 48 h para finalizar o ciclo.

### Monitoramento

O sistema foi monitorado através dos seguintes parâmetros apresentados na Tabela 1 e seus respectivos tempos reacionais.

**Tabela 1.** Variáveis monitoradas durante os ciclos.

Parâmetros	Período de monitoramento
DQO e glicose	0 h, 24 h, 24 h', 48 h
Corante e enzima	3 h, 5 h, 10 h, 24 h, 30 h, 34 h e 48 h

*Fonte: Autora (2019).*

A determinação de corante se deu por espectrofotometria, com leitura em comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 610 nm, a partir de curva de calibração elaborada com amostras com concentrações de corante conhecidas.

A determinação da análise de glicose foi realizada de acordo com o procedimento da EMBRAPA (2013), com uso de ácido 3,5- dinitrosalicílico (DNS).

Valores de 1 mL de amostra foram transferidos para tubos de ensaio, previamente descontaminados, e receberam 1 mL de reagente DNS. Em seguida os tubos foram agitados em vórtex (QL- 901 Biomixer) e levados para banho-maria (Q334M-28 Quimis), com água em ebulição ( $100 \text{ }^\circ\text{C}$ ), onde permaneceram por 15 minutos. Após 15 minutos, os tubos foram transferidos para banho de água fria. Em seguida a mistura foi diluída em 10 mL de água destilada e homogeneizada, realizando-se a leitura da intensidade da cor em espectrofotômetro a 540 nm.

A concentração de glicose foi medida pela elaboração de uma curva padrão obtida a partir de solução de glicose ( $1 \text{ g.L}^{-1}$ ), a partir da diluição de amostras de concentrações de glicose conhecidas. O cálculo da concentração ocorreu de acordo com a Equação 1:

$Abs \times f \times d$

**Equação (1)**

Sendo:

Abs: a média das absorbâncias lidas

f: fator de concentração obtido a partir da equação da reta

d: o inverso da diluição da amostra

### Determinação da enzima lacase

Para determinação da enzima lacase, conforme protocolo de Aguiar Filho (2008), foram utilizados tubos de ensaio com amostras retiradas do reator e que foram fervidas e outras não fervidas. Foram adicionados em cada tudo 600  $\mu\text{L}$  de amostra filtrada e 300  $\mu\text{L}$  de tampão citrato-fosfato.

Em seguida, um tubo foi fervido por 10 minutos (controle), sendo, então, retirado e resfriado. O tempo inicial (zero) foi determinado como a medição da absorbância no momento em que se adicionou 100  $\mu\text{L}$  de siringaldazine. Depois de 10 minutos foi realizada outra leitura para medição da absorbância. As amostras e os controles foram medidos a 525 nm.

Para o cálculo da atividade da enzima foi utilizada a Equação 2 abaixo:

$$UI/L = (Abs_{final} - Abs_{inicial}) / \epsilon \cdot R \cdot t$$

**Equação (2)**

Sendo:

$\epsilon$  = coeficiente de absorção molar (65000 L.  $\text{M}^{-1}$ .  $\text{cm}^{-1}$  a 525 nm)

R: quantidade de solução da amostra

t: tempo de reação em minutos

UI/L = Unidade Internacional, onde internacional significa  $\mu\text{mol min}^{-1}$ .

## Resultados

Os valores médios dos parâmetros acompanhados quando do uso de reator em semi-bateladas sequenciais para remoção de corante índigo carmim utilizando biomassa imobilizada do fungo de podridão branca *Trametes versicolor* estão representados na Tabela 2.

**Tabela 2.** Valores médios de parâmetros em 13 ciclos.

Parâmetros	0 h ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	24 h ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	24 h' ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	48 h ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Corante	20.17 $\pm$ 0.23	11.98 $\pm$ 1.50	11.98 $\pm$ 1.50	9.19 $\pm$ 1.23
DQO	1404.2 $\pm$ 124	163.2 $\pm$ 63	852.2 $\pm$ 87	206 $\pm$ 56
Glicose	0 h ( $\text{g.L}^{-1}$ )	24 h ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	24 h' ( $\text{g.L}^{-1}$ )	48 h ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
	1.08 $\pm$ 0.07	0.05 $\pm$ 0.06	0.74 $\pm$ 0.10	0.03 $\pm$ 0.04

Fonte: Autora (2019).



Em relação à demanda química de oxigênio (DQO), os valores obtidos foram elevados por conta da adição de glicose ao meio basal no início do ciclo e sua readição, após as primeiras 24 horas. O afluente apresentou uma média de  $1404.2 \pm 124 \text{ mg.L}^{-1}$ , acompanhado de uma redução para  $163.2 \pm 63 \text{ mg.L}^{-1}$  na amostra obtida após 24 horas do início do tempo reacional, chegando ao final do ciclo com um valor de  $206 \pm 56 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Quanto ao corante índigo carmim, o valor médio da concentração foi de  $20.17 \pm 0.23 \text{ mg.L}^{-1}$  no afluente, com decaimento de concentração para  $11.98 \pm 1.50 \text{ mg.L}^{-1}$  nas 24 horas posteriores e  $9.19 \pm 1.23 \text{ mg.L}^{-1}$  nas 24 horas finais. Essa remoção de apenas metade do corante nas 24 horas finais pode estar relacionada a subprodutos de degradação do próprio corante, como isatin e ácido isatin sulfônico citados por Li *et al.*, (2015) que não foram facilmente removidos e foram contabilizados como matéria orgânica. A variação das concentrações de corante nos 13 ciclos e suas respectivas eficiências ao fim de 48 horas são mostradas na Figura 3.

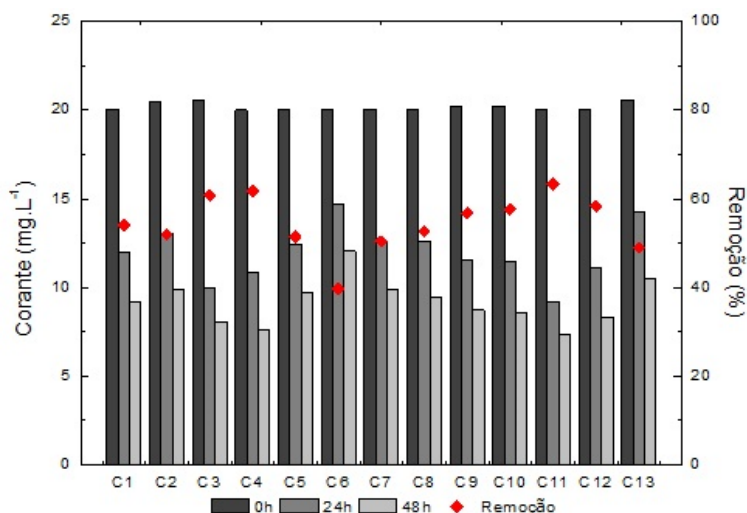


Figura 3. Remoção de corante em reator com biomassa imobilizada de *Trametes versicolor*.

Em termos de eficiência média para o corante nas 24 horas iniciais foi registrado um percentual de remoção de  $40.6 \pm 7.4\%$ , com ligeiro aumento ao final das 48 horas para  $54.4 \pm 6\%$ , o que correspondeu a uma concentração média de  $9.19 \text{ mg.L}^{-1}$  no final do ciclo operacional.

As maiores eficiências de remoção ocorreram nos ciclos 3, 4 e 11, tanto nas primeiras 24 horas, quanto ao final das 48 horas, com valores de 51.7%, 46% e 54%, respectivamente para a metade do ciclo operacional e de 60.8%, 61.7% e 63.2% no final do ciclo.

O percentual de remoção associado ao fungo *Trametes versicolor* é reportado por autores como Blanquez *et al.* (2008) que alcançaram descoloração de água residuária contendo Grey Lanaset G (mistura comercial de corantes e complexos metálicos, entre eles cromo e cobalto). Os autores em questão prepararam solução que continha  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  de corante, adicionaram  $8 \text{ g.L}^{-1}$  de glicose e pH do meio ajustado para 4.5, obtendo redução dos níveis de cor entre 40% e 60% ao final de 15 dias. Em relação à remoção de corante, neste trabalho, a concentração de corante foi 7.5 vezes menor e a concentração de glicose oito vezes menor que a utilizada por aqueles autores. Ainda assim, a faixa de remoção também esteve entre 40% e 60%, indicando que a readição após 24 horas da glicose pode não ter contribuído efetivamente para mais remoção de cor.

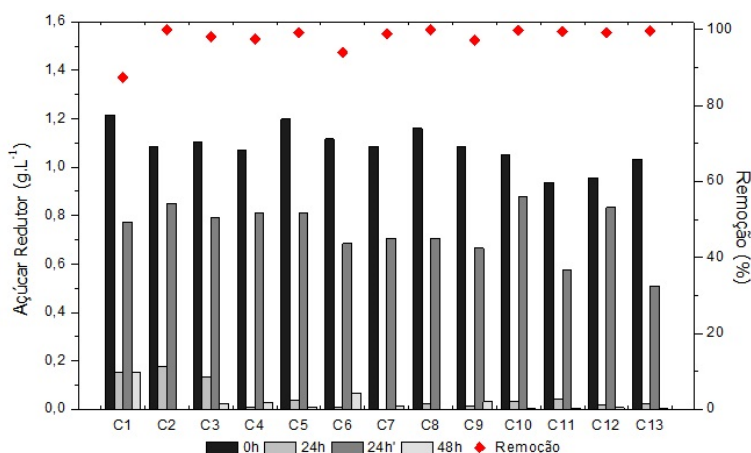
Leidig *et al.* (1999), constataram que *Trametes versicolor* em um biorreator de tanque agitado aerado de 1.0 L em condições não estéreis foi capaz de descolorir polivinilamina sulfonato de antrapiridona (Poly R-478) que possui hidrocarbonetos aromáticos em sua estrutura, em concentração de  $200 \text{ mg.L}^{-1}$  com a eliminação média de corante de 80% e foi conseguido após 19 dias de cultivo. Contudo o micro-organismo foi encapsulado em esferas de hidrogel e os autores sugeriram que a eficiência alcançada foi devido a tal procedimento de encapsular, o que tornaria o processo mais oneroso.

Em um estudo realizado por Miranda *et al.* (2013) os autores conseguiram remoções de efluente têxtil contendo corante índigo usando reatores aeróbios com um volume reacional de 5 L e pH ajustado para 7.5. Foram utilizados o ascomiceto *Curvularia lunata* e o basidiomiceto *Phanerochaete chrysosporium*, que alcançaram remoções em 20% e 48%, respectivamente ao final de 48 horas, resultados menores que o alcançado nesta pesquisa. Em todos os ciclos foi observado decaimento da concentração de corante ao final de 48 horas, perceptível pela remoção de cor nas alíquotas com 24 horas e 48 horas, de acordo com Figura 4.



**Figura 4.** Verificação da redução de cor em amostras de entrada (0h), metade do tempo reacional (24h) e saída (48h).

Em relação à glicose adicionada primeiramente na concentração  $1 \text{ g.L}^{-1}$  e sua reposição na concentração de  $0.7 \text{ g.L}^{-1}$  após as 24 horas iniciais, os resultados obtidos estão apresentados na Figura 5.



**Figura 5.** Concentração de glicose em reator com biomassa imobilizada de *Trametes versicolor*.

É possível constatar o consumo quase imediato de glicose nas 24 horas iniciais, reforçando a assertiva de que esta fonte de carbono é prontamente assimilada pelo fungo (Ottoni, 2012), e que, sendo material orgânico de fácil utilização pelo fungo, está contabilizado nas parcelas de DQO. Com a reaplicação de glicose em 24 h', o seu consumo se deu quase que completamente, especialmente a partir do ciclo 3.

Os ciclos 1 e 6 apresentaram maior concentração da glicose ao fim de 48 horas, com eficiências 87% e 94%, respectivamente, coincidindo de terem sido ciclos cujas remoções de corante foram baixas 54% (ciclo 1) e 39% (ciclo 6) tendo o efluente contabilizado concentração de  $9.21 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $12.05 \text{ mg.L}^{-1}$  de corante, respectivamente, reforçando que o micro-organismo preferiu o cossubstrato adicionado ao composto que se deseja degradar, mesmo assim, em 11 ciclos houve redução de mais da metade de concentração inicial de corante.

A taxa de descoloração é influenciada pela adição de fontes de carbono, confirmado também por resultados de Pakshirajan e Kheria (2012) que utilizaram água residual bruta diluída com um volume igual de água destilada em meio contendo glicose em concentrações de 1 a  $10 \text{ g.L}^{-1}$  para estudar seu efeito no processo de descoloração. Os resultados revelaram que a água residual pode ser descolorida em mais de 64%, quando diluída com meio contendo glicose; e uma eficiência máxima de descoloração de 83% foi obtida com concentração de glicose de  $10 \text{ g.L}^{-1}$ , mas como neste trabalho a glicose foi praticamente consumida e adicionada numa concentração bem menor, a remoção de cor acabou sendo comprometida.

Chenau *et al.* (2014) observaram que apesar de altos níveis de enzimas extracelulares, a descoloração diminui à medida que a glicose se esgota podendo ser restaurada pelo seu reabastecimento. Dosoretz *et al.* (1990) também afirmam que em culturas limitadas pela glicose o fungo produz proteases que reduzem a concentração de enzimas, o que poderia afetar a descoloração. O impacto de fontes de carbono como a glicose promoveu aos processos metabólicos do fungo um crescimento de suas células e aumento da degradação do substrato, o que foi observado quando a concentração de  $0.7 \text{ g.L}^{-1}$  foi adicionada ao reator, pois houve um incremento de descoloração da metade do ciclo até o final, porém com o consumo de praticamente 100% do cossustrato e formação de subprodutos, a descoloração ficou comprometida.

No que diz respeito à remoção de DQO, os resultados mostrados na Figura 6 permitem considerar que a eficiência de remoção foi satisfatória, numa média de  $88.3\% \pm 4.6$  nas primeiras 24 horas e  $85.2\% \pm 4.2$  nas 24 horas finais.

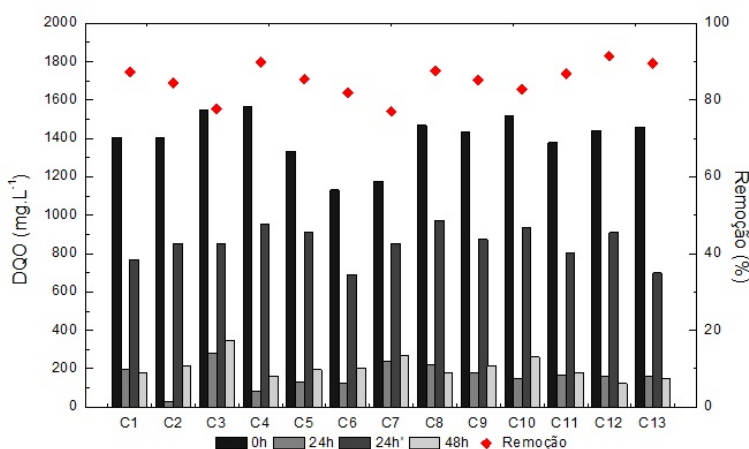


Figura 6. Decaimento de DQO em reator com biomassa imobilizada de *Trametes versicolor*.

Tem-se que a melhor remoção DQO se deu nos ciclos 2 e 4, nas primeiras 24 horas, com redução de  $1404 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $30.6 \text{ mg.L}^{-1}$  (97.8%) e redução de  $1563.9 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $80 \text{ mg.L}^{-1}$  (94.9%), respectivamente; enquanto para as 24 horas finais, a maior eficiência se deu nos ciclos 4 e 12 com concentração de saída de  $159.5 \text{ mg.L}^{-1}$  (89.8%) e  $124.2 \text{ mg.L}^{-1}$  (91.4%), respectivamente. Esta acentuada diminuição da DQO se deu pelo imediato consumo da glicose nas 24 horas iniciais, porém o declínio das eficiências ao final dos ciclos pode ter ocorrido pelos subprodutos e metabólitos excretados pela célula fúngica.

Vale ressaltar que o ciclo 4 também se destacou quanto à remoção da concentração de corante, sendo o terceiro melhor nas 24 h com eficiência de 45.9% e o segundo melhor nas 24 horas finais, com eficiência de 61.7%. Embora tenham sido destaques, esses valores de remoção foram menores que os do ciclo 11, com 53% (24 h) e 63% (48 h) de remoção de corante, sendo interessante acompanhamento de pelo menos dez ciclos para compreensão de um padrão adotado pelo fungo.

Alguns trabalhos da literatura apontam valores bastante variáveis para DQO de águas residuárias têxteis como Trombini e Obara-Doi (2012) que em quatro amostras de efluente têxtil tratado pelo fungo *Ganoderma spp* conseguiram remoção superior a 50%, porém com expressivos valores de DQO após o tratamento. Os autores fizeram considerações acerca dos nutrientes adicionados ao meio de cultivo, confirmando outras pesquisas que afirmam que essa adição é uma das responsáveis pelos altos valores que podem variar de 887 a 14200 mg.L<sup>-1</sup>. Neste trabalho o maior valor de DQO registrado no início do ciclo foi de 1767 mg.L<sup>-1</sup> (ciclo 12) e de 1908 mg.L<sup>-1</sup> após reinserção da glicose no ciclo 5, mas por se tratar de efluente sintético esses valores são menores do que poderiam surgir num efluente *in natura* com outros constituintes. Durante os 13 ciclos a quantificação de enzima lacase foi baixa. Seu comportamento está ilustrado na Figura 7.

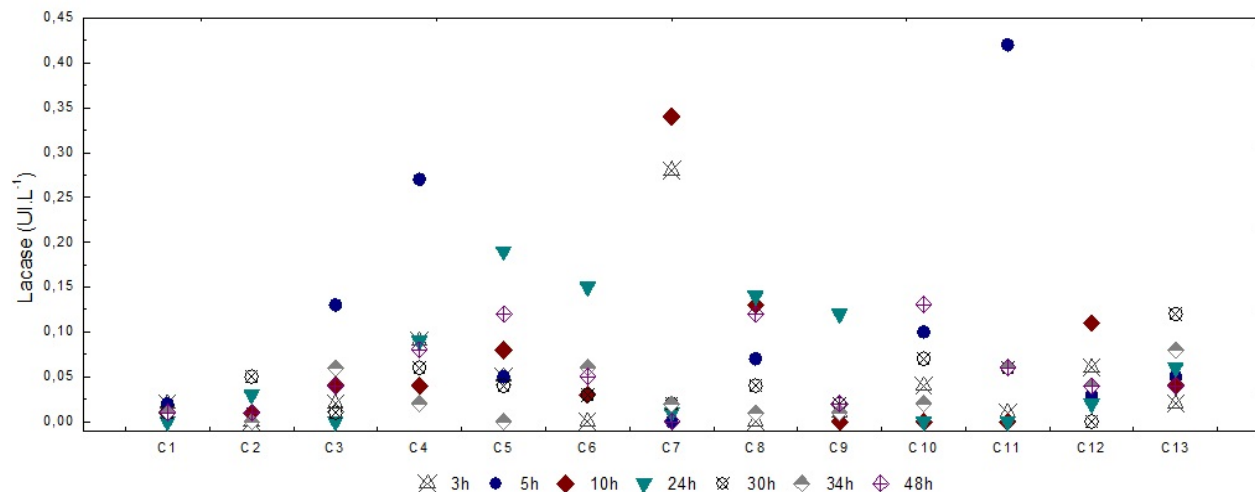


Figura 7. Atividade de lacase em reator com biomassa imobilizada de *Trametes versicolor*.

A atividade enzimática máxima registrada foi no tempo de 5 horas, no ciclo 11 com 0.42  $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}$ . Valores praticamente nulos também foram encontrados por He *et al.* (2018) utilizando fungo *Trichoderma tomentosum* para descoloração de três misturas dos corantes *Direct Fast Scarlet 4BS*, *Direct Turquoise Blue 5B* e *Acid Red 3R* (100 mg.L<sup>-1</sup>) em que soluções foram incubadas com 100 mg de *pellets* de micélio, a partir de colônias e mantidas a 150 rpm por 72

horas. Os resultados apontaram para 95% de remoção do corante e foram encontradas altas quantidades para manganês peroxidase ( $1438.9 \pm 33.5 \text{ UI.L}^{-1}$ ), baixa para lignina peroxidase ( $44.6 \pm 2.9 \text{ UI.L}^{-1}$ ) e nenhuma atividade de lacase foi detectada no sobrenadante durante todo o processo de degradação, e neste trabalho os valores ficaram entre 0.0 e  $0.42 \mu\text{mol.min}^{-1}$

Semelhantes resultados foram encontrados com *Penicillium oxalicum* sendo obtidos  $67.4 \pm 4.9 \text{ UI.L}^{-1}$  e  $0.7 \pm 0.1 \text{ UI.L}^{-1}$  para manganês peroxidase e lignina peroxidase, respectivamente, durante a degradação de corantes azo e nenhuma atividade de lacase foi detectada (Saroj *et al.*, 2014).

Pesquisa com *Trametes villosa* SCS-10 conduzida por Ortiz-Monsalve *et al.* (2017) apresentou atividade enzimática de lacase acima de  $1000 \text{ UI.L}^{-1}$ , porém esses resultados se deram numa faixa de pH igual a 6, ou seja, bem maior que a desta pesquisa, cujo valor inicial de 5 passou rapidamente para 2 nas primeiras 24 horas. Nesta pesquisa o valor médio para o afluyente foi de  $5.00 \pm 0.06$ , conforme acidificação induzida para melhor adaptação e crescimento do fungo e com valor médio de saída de  $2.52 \pm 0.10$ , devido à formação de subprodutos, especialmente ácidos orgânicos.

Quando os autores supracitados reduziram o pH para 2.0 obtiveram uma quantidade bem inferior de atividade enzimática, entre 95 e  $110 \text{ UI.L}^{-1}$ , porém estes resultados foram alcançados em concentrações de corante variadas de 100 a  $1000 \text{ mg.L}^{-1}$ , valores bem maiores que a concentração usada nesta pesquisa que foi de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os corantes utilizados foram *Acid Red* 357 (AR357), *Acid Blue* 161 (AB161) e *Acid Black* 210 (AB210) e o tempo reacional foi de, no mínimo, 48 horas chegando a 96 horas.

De acordo com Lopes *et al.* (2014), a baixa atividade de lacase pode ter sido atribuída ao predomínio de outras enzimas não determinadas como manganês-peroxidase e lignina peroxidase, e juntamente com uma remoção discreta de corante, a ação de provável lacase sintetizada também não foi efetiva. Em adição o pH desempenha papel importante nas reações enzimáticas, uma vez que muitas enzimas desenvolvem atividade ótima em um pH específico, de modo que a ação de qualquer enzima dependerá do comportamento ácido-base da atividade enzimática e do substrato.

## Conclusões

O reator com biomassa imobilizada com *Trametes versicolor* foi parcialmente favorável à proposta de tratamento biológico, podendo outra condição sem reinserção de cossustrato ou determinação de outras enzimas ser avaliada para verificação de uma remoção superior à média de  $54 \pm 6,0\%$  de corante.

A adição de cossustrato após 24 horas favoreceu a remoção de corante e a remoção de demanda química de oxigênio atingiu média de  $85 \pm 4.2\%$  no final dos ciclos, mas apenas 7 ciclos dos 13 estudados apresentaram condições para lançamento por estarem inferiores aos  $200 \text{ mg.L}^{-1}$  permitido por legislação.

A análise enzimática mostrou que a quantificação praticamente nula de lacase pode estar relacionada à inibição por outras enzimas, que devem ter participado na degradação obtida. O valor máximo obtido para o volume de água residuária sintética de 4 L foi de  $0.42 \mu\text{mol.min}^{-1}$ .

O uso da espécie *Trametes versicolor* apresentou-se como uma alternativa viável para o tratamento de águas contaminadas com corante índigo carmim, sendo interessante avaliação de outras enzimas responsáveis pela degradação.

### Referências bibliográficas

- Aguiar Filho, J. M. M. (2008) *Análise enzimática de fungos lignocelulolíticos cultivados em vinhaça e bagaço de cana de açúcar*. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - São Paulo, 80 pp.
- Andrade, M. V. F. (2013) *Biodegradação de corante têxtil por uso de reator biológico em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de Phanerochaete chrysosporium*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza. 95 pp.
- Baccar, R., Blánquez, P., Bouzid, J., Feki, M., Attiya, H., Sarrá, M. (2011) Decolorization of a tannery dye: from fungal screening to bioreactor application. *Biochemistry Engineer. J.*, **56**, 184-189.
- Blánquez, P., Sarra, M., Vicent, T. (2008) Development of a continuous process to adapt the textile wastewater treatment by fungi to industrial conditions. *Process Biochemistry*, **43**, 1-7.
- Chaneaux, P. R., Lalji, N., Lefebvre, D. D. (2014) *Trametes meyerii* possesses elevated dye degradation abilities under normal nutritional conditions compared to other white rot fungi. *AMB Express*, Acesso em 17 de abril de 2018, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1186/s13568-014-0074-3>
- Dosoretz, C. G., Dass, S. B.; Reddy, C. A., Grethlein, H. E. (1990) Protease-mediated degradation of lignin peroxidase in liquid cultures of *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology*, **56**(11), 3429-3434.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013) *Determinação de açúcares redutores pelo ácido 3, 5-dinitrosalicílico: histórico do desenvolvimento do método e estabelecimento de um protocolo para o laboratório de bioprocessos*. Fortaleza: EMBRAPA Agroindústria Tropical.
- Griffin, D. H. (1994) *Fungal physiology*, 2ª ed. Wiley-Liss, New York, 458 pp.
- He, X-L., Song, C., Li, Y-Y., Wang, N., Xu, L., Han, X., Wei, D-S. (2018) Efficient degradation of Azo dyes by a newly isolated fungus *Trichoderma tomentosum* under non-sterile conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **150**, 232-239.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., Pandit, A. B. (2016) A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, **182**, 351-366.
- Jaramillo, A. C., Cobas, M., Hormaza, A., Sanromán, M. A. (2017) Degradation of Adsorbed Azo Dye by Solid-State Fermentation: Improvement of Culture Conditions, a Kinetic Study, and Rotating Drum Bioreactor Performance. *Water Air Soil Pollut*, **228:205**, 1-14.
- Leidig, E., Prusse, U., Vorlop, K. D., Winter, J. (1999) Biotransformation of poly R-478 by continuous cultures of PVAL-encapsulated *Trametes versicolor* under non-sterile conditions. *Bioprocess Engineering*, **21**, 5-32.

- Li, H., Xu, B., Tang, L., Zhang, J., Mao, Z. (2015) Reductive decolorization of indigo carmine dye with *Bacillus* sp. MZS10. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **103**, 30-37.
- Long, X., Pan, Q., Wang, C., Wang, H., Li, H., Li, X. (2017) Microbial fuel cell-photoelectrocatalytic cell combined system for the removal of azo dye wastewater. *Bioresource Technology*, **244**(1), 182-191.
- Miranda, R. C. M., Gomes, E. B.; Pereira Junior, N., Marin-Morales, M. A., Machado, K. M. G., Gusmão, N. B. (2013) Biotreatment of textile effluent in static bioreactor by *Curvularia lunata* URM 6179 and *Phanerochaete chrysosporium* URM 6181. *Bioresource Technology*, **142**, 361-367.
- Ortiz-Monsalve, S., Dornelles, J., Poll, E., Ramirez-Castrillón, M. Valente, P., Gutterres, M. (2017) Biodecolourisation and biodegradation of leatherdyes by a native isolate of *Trametes villosa*. *Process Safety and Environmental Protection*, **109**, 437-451.
- Otoni, C. A. (2012) *Descoloração de corantes têxteis por fungos ligninolíticos em condições de pH e salinidade elevada*. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Biológica), Universidade do Minho. 153 pp.
- Pakshirajan, K., Kheria, S. (2012) Continuous treatment of coloured industry wastewater using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* in a rotating biological contactor reactor. *Journal of Environmental Management*, **101**, 118-123.
- Saroj, S., Kumar, K., Pareek, N., Prasad, R., Singh, R. P. (2014) Biodegradation of azo dyes acid red 183, Direct blue 15 and Direct red 75 by the isolate *Penicillium oxalicum* SAR- 3. *Chemosphere*, **107**, 240-248.
- Shabbir, S., Faheem, M., Ali, N., Kerr, P. G., Wu, Y. (2017) Evaluating role of immobilized periphyton in bioremediation of azo dye amaranth. *Bioresource Technology*, **225**, 395-401.
- Silva, K. M. L., Andrade, M. V., Lima, P. C., Wanderley, C. R. P., Marinho, G., Rodrigues, K. (2012) Papel do cossustrato na remoção de corante têxtil por *Aspergillus niger* AN400 inoculado em reator em bateladas sequenciais. In: Rodrigues, K.; Marinho, G. (Eds), *Fungos e águas residuárias industriais: nova tecnologia*, Imprima, Recife, 137-153.
- Trombini, R. B., Obara-Doi, S. M. (2012) Remoção de cor e análises físico-química de efluentes de indústrias têxteis tratados com *Ganoderma* spp. *Revista Fapciência*, **9**, 101-122.
- Zheng, F., An, Q., Meng, G. E., Wu, X., Dai, Y., Si, J., Cui, B. (2017) A novel laccase from white rot fungus *Trametes orientalis*: Purification, characterization, and application *International Journal of Biological Macromolecules*, **102**, 758-770.



# REVISTA AIDIS

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

## UTILIZAÇÃO DA CASCA DE CASTANHA DE CAJU POR PROCESSO DE PIRÓLISE COMO ALTERNATIVA SUSTENTÁVEL PARA GERAÇÃO DE NOVOS PRODUTOS

\* Danielma Silva Maia<sup>1</sup>  
Joel Carlos Zukowski Junior<sup>2</sup>  
Marcelo Mendes Pedroza<sup>1</sup>  
Daniel Ramos de Souza<sup>3</sup>

## THE USE OF CASHEW NUT PEEL BY PYROLYSIS PROCESS AS A SUSTAINABLE ALTERNATIVE FOR THE GENERATION OF NEW PRODUCTS

Recibido el 30 de septiembre de 2019; Aceptado el 13 de febrero de 2021

### Abstract

*The use of biomass generated in the processing of some fruits is now seen as a sustainable alternative for the production of renewable energy and the environmentally safe disposal of agroindustrial solid waste. The main residue of biomass generated in large quantities in the process of the nut processing is the cashew nut shell, which has as its main problem its final disposal, since a considerable quantity has as final destination the sanitary landfills. The present study aims to present the skin of cashew nut, agroindustrial residue, as raw material alternative for the production of activated carbon obtained through the pyrolysis process, and its appropriate use in the tertiary stage of treatment and purification of effluents industries. The data obtained showed that the studies of the use of the skin of cashew nuts were positive, resulting in a sustainable alternative to the problem of final disposal of the skin of cashew nuts in sanitary landfills and the generation of new products with added value.*

**Keywords:** biomass, activated carbon, cashews, pyrolysis.

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Tocantins (UFT), Brasil.

<sup>3</sup> Universidade de Gurupi, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal do Tocantins (UFT). Av. Ns 15, Alcno 14, Palmas–TO, Brasil, CEP.: 77.020-120.  
Email: [danielma.maia@ifto.edu.br](mailto:danielma.maia@ifto.edu.br)

## Resumo

A utilização de biomassa gerada no processo de beneficiamento de alguns frutos é vista hoje como uma alternativa sustentável para a produção de energia renovável e a destinação ambientalmente segura de resíduos sólidos agroindustriais. O principal resíduo de biomassa gerado em grande quantidade no processo de beneficiamento do fruto da castanha é a casca de castanha de caju, que tem como grande problema a sua disposição final, pois uma quantidade considerável tem como destino final os aterros sanitários. O presente estudo tem como objetivo apresentar a casca de castanha de caju, resíduo agroindustrial, como alternativa de matéria-prima para a produção de carvão ativado obtido através do processo de pirólise, sendo a sua utilização apropriada na etapa terciária de tratamento e purificação de efluentes industriais. Os dados obtidos mostraram que os estudos sobre a utilização da casca de castanha de caju foram positivos, surgindo uma alternativa sustentável para o problema de descarte final da casca de castanha de caju em aterros sanitários e geração de novos produtos com valor agregado.

**Palavras chave:** biomassa, carvão ativado, casca de castanha de caju, pirólise.

---

## Introdução

Considera-se que a situação do Brasil em termos de produção de biomassa é positiva, pois há uma diversidade de subprodutos e resíduos agroindustriais originários de frutos da região, como o bagaço da cana-de-açúcar, castanha e caju, coco verde e outras frutas. Essa variedade de biomassa permite adotar fontes renováveis de energia, em substituição as fontes não renováveis, que acabam gerando um alto impacto ambiental e não contribuem com o desenvolvimento sustentável. Nesse sentido, a utilização de biomassa gerada no processo de beneficiamento de alguns frutos é vista hoje como uma alternativa sustentável para a produção de energias renováveis e a destinação ambientalmente segura de resíduos sólidos agroindustriais.

No processo de beneficiamento do fruto, a casca de castanha de caju se destaca pela grande quantidade gerada. Uma parcela deste resíduo é reaproveitada em fábricas e mini fábricas beneficiadoras e a outra parte tem como grande problema a sua disposição final, pois uma quantidade considerável ainda vai para os aterros sanitários.

A casca da castanha de caju é aproveitada pelas grandes indústrias como combustível para as caldeiras, entretanto, geram impacto ambiental pela emissão de gases na atmosfera, e nas minifábricas as cascas geradas no processamento, na sua maioria, são dispostas de forma inadequada no solo (Leite, 1994; Irias *et al.*, 2004).

A aplicação industrial do caju (*Anacardium occidentale L.*) e seus componentes é exercida com predominância na região Nordeste do Brasil, onde se tem a maior parte das indústrias beneficiadoras do fruto. A casca da castanha de caju apresenta propriedades lignocelulósicas, capaz de ser empregada como fonte de energia através do processo de pirólise, que também

resulta em subprodutos que podem ser utilizados como matéria-prima para a conversão em carvão ativado.

A descoberta de um valor agregado à casca, que iriam para aterros sanitários, gera o interesse de novos estudos com a finalidade da utilização dos subprodutos da cajucultura brasileira (Figueiredo, 2009).

A biomassa produzida pela casca de castanha de caju pode gerar novos materiais de alto valor agregado por processo termoquímico de pirólise, que é entendida como a degradação da biomassa em níveis de temperatura elevado com ausência total ou parcial de ar ou oxigênio.

Visando o aproveitamento de resíduos agrícolas e tomando por base as proposições aqui expostas, esta pesquisa tem como objetivo apresentar a casca de castanha de caju, resíduo agroindustrial, como alternativa de matéria-prima sustentável para a produção de energia, como combustível ou até mesmo para a produção de carvão ativado que pode ser utilizado na etapa terciária de tratamento e purificação de efluentes industriais, tais que todos estes produtos gerados são obtidos através da pirólise.

### **Metodologia**

Neste estudo adotou-se a revisão bibliográfica como estratégia metodológica. Na elaboração deste trabalho foi realizado uma revisão de bibliografias com pesquisas já realizadas, que tem como enfoque o reaproveitamento por processo de pirólise do resíduo agroindustrial da casca de castanha de caju. Foi encontrado vários descritos na literatura referente a pirólise de biomassas, porém, poucos estudos foram encontrados em relação a pirólise da casca de castanha de caju.

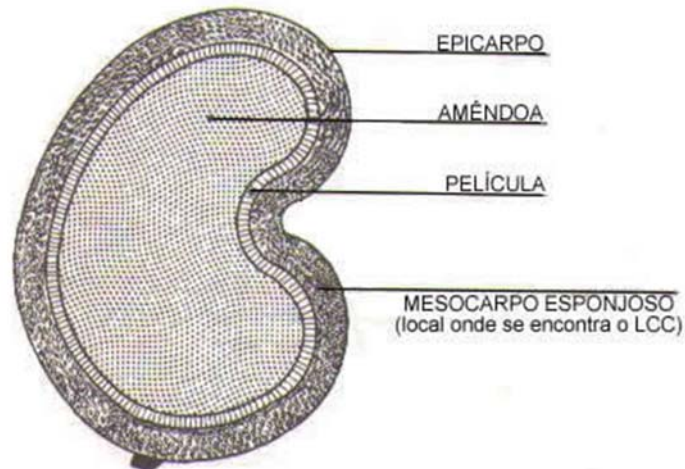
A discussão dos resultados intercorreu por meio de análise dos trabalhos consultados (teses, dissertações, artigos científicos, livros), e sob nova perspectiva ou abordagem, esta revisão bibliográfica proporcionará uma análise aprofundada da biomassa em estudo e o processo de pirólise capaz de gerar novos produtos.

### **Resultados e discussão**

#### *Casca de castanha de caju: característica e morfologia*

*Anacardium occidentale L.*, *Anacardiaceae*, conhecida popularmente como cajueiro, é uma planta nativa do Brasil e característica dos campos e das regiões costeiras do Norte e Nordeste (Chaves *et al.*, 2010). O fruto ou castanha é um aquênio de comprimento e largura variáveis, casca coriácea lisa, mesocarpo alveolado um óleo escuro que é considerado uma fonte natural de compostos de cadeia fenólica longa e insaturada (Kumar *et al.*, 2002). Na parte mais interna está localizada a

amêndoa da castanha de caju (ACC), constituída de dois cotilédones carnosos e oleosos que compõem a parte comestível do fruto e que é muito apreciada no Brasil e no mundo (Mazzetto *et al.*, 2009), conforme a Figura 1, que está relacionada a estrutura da castanha.



**Figura 1.** Estrutura da castanha de cajueiro

Faz parte do beneficiamento da castanha de caju um processo que envolve a separação da amêndoa adstrita a casca, seguindo com a extração do LCC, que se encontra no mesocarpo esponjoso. Na região produtora de caju no Nordeste brasileiro, encontram-se grandes fábricas e dezenas de mini fábricas processadoras de castanha, cuja capacidade atual de beneficiamento gira em torno de 300 mil toneladas de castanhas (Serrano & Pessoa, 2016). Os países produtores são também consumidores da castanha de caju, mas como mostra a Tabela 1, alguns se destacam neste ranking como o Vietnã, Índia e Nigéria, em seguida se sobressaem a Costa do Marfim e o Brasil.

**Tabela 1.** Países produtores de castanha.

País	Produção %
Vietnã	28.6 %
Índia	20.7 %
Nigéria	17.3 %
Costa do Marfim	7.3 %
Brasil	6.6 %

Fonte: PMA, 2012.

De acordo com os dados atualizados do IBGE (2019), a estimativa da safra de castanha de caju no Brasil foi de aproximadamente 120.4 mil toneladas, com alta de 5.2% em relação a março deste ano. Em relação a 2018, a produção de castanha-de-caju caiu 14.8%. A área plantada (439.0 mil hectares) reduziu 4.6% e o rendimento médio (280 kg/ha) caiu 12.8%.

Neste processo de beneficiamento feito nas indústrias praticamente tudo se é aproveitado do cajueiro, o principal resíduo gerado é a casca de castanha de caju e se enquadra como resíduo agrícola, porém subprodutos são obtidos. O processo de remoção da casca de castanha de caju é feito após a combustão desta, onde ocorre a separação da amêndoa que tem grande valor comercial, da casca, que detêm grande potencial combustível, e ainda é gerado o cardol, parte líquida que encharca a casca comumente conhecido como líquido da casca de castanha de caju (LCC), por fim, a casca separada após esse beneficiamento térmico, se torna fria e quebradiça.

No Brasil, a principal aplicação do LCC é na produção de derivados poliméricos e resinas, considerando seu potencial como possível substituto aos derivados do petróleo (Mazzetto e Lomonaco, 2009).

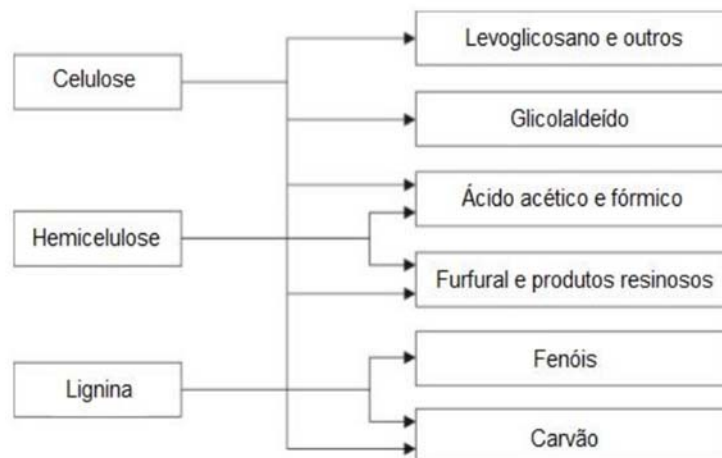
Nas áreas de Engenharia de alimentos e Energias Renováveis, o bagaço de caju tem motivado pesquisas para fins diversos, que vão desde a sua utilização como potencial energético até mesmo como complexo enzimático na alimentação de animais.

### Biomassa

Biomassa pode ser geralmente definida como toda matéria orgânica que consiste principalmente de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (Tsamba *et al.*, 2006). Os cientistas e técnicos dividem a biomassa energética em dois grandes grupos: biomassa tradicional (essencialmente lenha e outros resíduos naturais) e biomassa moderna (biomassa produzida com tecnologias adequadas, como florestas plantadas, cana-de-açúcar) (Leal, 2005). No seu conceito mais amplo, a biomassa está relacionada ao aproveitamento de materiais naturais como combustível, fonte de energia primária muito usada no passado pela humanidade.

A composição da biomassa apresenta principalmente celulose, hemicelulose e lignina, de acordo com a Figura 2. A lignina é um polímero tridimensional amorfo encontrado nas plantas terrestres, associado à celulose na parede celular formando um complexo lignocelulósico, cuja função é de conferir rigidez, impermeabilidade e resistência a ataques microbiológicos e mecânicos aos tecidos vegetais, a quantidade de lignina em base seca em madeiras varia geralmente de 20% a 40% em peso, e em espécies herbáceas como o bagaço, sabugo de milho, cascas de amendoim, palha e cascas de arroz varia de 10% a 40% em peso (Klass, 1998 apud Yaman, 2004). Esses componentes da biomassa, quando submetidos a diferentes temperaturas produzem um subproduto com potencial energético destinado a aplicação em processos de conversão. Existem

três processos frequentemente utilizados para extrair energia a partir de biomassa, estes são: de combustão (exotérmica), de gaseificação (exotérmica) e de pirólise (endotérmico) (Frassoldati *et al.*, 2006).



**Figura 2.** Elementos da biomassa lignocelulósica e suas alterações por meio processo de conversão térmica

A casca de castanha de caju é um tipo de biomassa lignocelulósica que tem potencial de ser usada para geração de energia, ser fonte de produtos químicos após processo pirólise e ainda transformar-se em carvão ativado, sendo produto adsorvente auxiliando no tratamento de efluentes (Figueiredo, 2011).

A CCC apresenta um grande potencial como fonte renovável para a geração de energia, por seu poder calorífico apresentar excelentes valores e por apresentar 60% da massa da noz de caju (Figueiredo, 2009). Comparativamente, o poder calorífico deste resíduo é equivalente ao de outros produtos utilizados para o mesmo fim, como casca da semente de algodão, casca de amendoim, serragem e outros (Silva *et al.*, 2005; Lima, 2008). Um dos grandes problemas que as indústrias beneficiadoras deste fruto enfrentam é a destinação das cascas de castanha de caju, que quando não são reaproveitadas, normalmente, são descartadas em aterros sanitários ocupando um volume considerável destas instalações e conseqüentemente diminuindo sua vida útil.

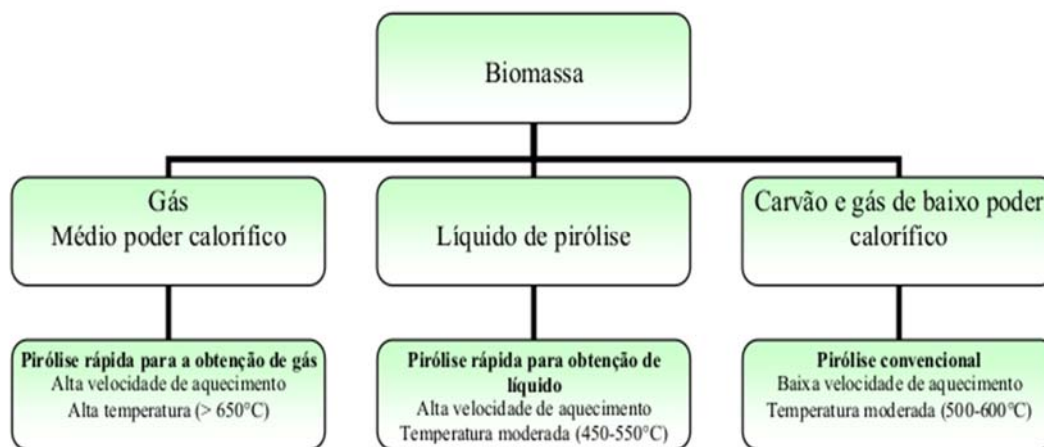
#### Experiências da pirólise com a CCC

Pirólise é o processo de degradação térmica da matéria natural com a inexistência total de ar ou de oxigênio, a gaseificação e da combustão são etapas desta reação, ainda uma série de reações químicas e de processos de transferência de massa e de calor acontecem.

Alguns autores a consideram como decomposição térmica com deficiência de oxigênio, ou seja, menor quantidade de ar ou oxigênio que a requerida estequiometricamente para a combustão completa, gerando, principalmente, líquidos e sólidos (Sanchez, 2010).

A pirólise é um dos processos de conversão térmica com capacidades mais promissoras. Tecnologias e estudos em larga escala estão sendo realizados em relação a estes processos com o objetivo de gerar um valor agregado aos resíduos de biomassa para a criação de produtos com elevado potencial energético. Logo, o processo de pirólise vem a acrescentar, sendo uma importante alternativa, pois gera subprodutos em forma sólida, líquida e gasosa, destinados a áreas diversas de aplicação.

Durante o processo de pirólise as temperaturas de reação variam de 400°C a 800°C, neste processo os resíduos de biomassa são convertidos em uma quantidade considerável de compostos químicos capazes de serem empregados como matéria prima para a indústria química ou petroquímicas. Os processos termoquímicos baseiam-se na conversão de biomassa em uma fração volátil que consiste em gases, vapores e componentes do alcatrão, um resíduo sólido rico em carbono (carvão) e em uma fração líquida denominada bio-óleo (Demirbas, 2002).



**Figura 3.** Principais produtos obtidos da pirólise com biomassa de diferentes tipos

Figueiredo (2011), em sua tese, mostrou que os produtos gerados através da pirólise são: um sólido carbonoso (resíduo não volátil com um elevado teor de carbono), um produto líquido condensável, que recebe o nome de alcatrão (mistura de um grande número de compostos de

elevada massa molecular, que são voláteis à temperatura de pirólise, porém condensam a temperatura ambiente) e os gases (produtos de baixa massa molecular os quais tem uma pressão de vapor moderada a temperatura ambiente).

O rendimento e a composição dos subprodutos são diretamente ligados as condições de pirólise, tendo forte influência de algumas variáveis que são determinantes nestes fatores, como grau de temperatura, taxa de aquecimento, granulometria da biomassa, entre outras. A utilização dos produtos gerados são direcionadas há áreas de aplicação distintas e conforme os estudos avançam entorno das biomassas e a conversão termoquímica destas, maiores possibilidade vão aumentando o seu campo de aplicação.

Para utilização do bio-óleo é necessário a sua caracterização química, e a partir destes resultados obtidos é possível avaliar sua utilidade, atualmente as experiências tidas com a sua utilização, são como combustível para aquecimento e geração de energia. O carvão pode ser utilizado no processamento do minério de ferro, no refino de açúcar, como absorvente, como adubo, como matéria-prima para gaseificar e produzir gases de síntese com baixo conteúdo de alcatrão (Pelaez-Samaniego *et al.*, 2006 apud Pelaez-Samaniego, 2007). Os gases podem ser usados para secagem de biomassa, aquecimento ou geração de energia mediante turbinas a gás (Bridgwater, 2001; Pelaez-Samaniego, 2007).

Alguns pesquisadores já desenvolvem estudos que tratam do processo de pirólise com o aproveitamento da CCC como biomassa, alternativa sustentável que foi encontrada para reaproveitamento deste resíduo, a resultante desse processo implica na geração de subprodutos, onde seus compostos químicos gerados podem ser aproveitados.

Das e Ganesh (2003) descreveram a distribuição dos produtos (líquido, gás e carvão) da casca de castanha de caju (CCC) usando um reator de pirólise a vácuo e mostraram que a proporção de bio-óleo nos produtos de pirólise, manteve-se praticamente constante na faixa entre 400°C e 550°C e o rendimento máximo de bio-óleo foi obtido a 500°C. O poder calorífico do bio-óleo obtido foi de 40 MJ.kg<sup>-1</sup>, o qual este valor é semelhante aos combustíveis provenientes do petróleo.

Kiruthika *et al.* (2013) estudaram a produção de bio-óleo a partir da pirólise de vários resíduos agrícolas, incluindo a CCC, utilizando um pirolisador em escala laboratorial. Neste equipamento foi utilizado de 10g a 15 g de biomassa a diferentes temperaturas entre 450°C e 550°C. Verificou-se que a produção de bio-óleo aumenta com o aumento de temperatura até 550°C e a produção de carvão diminui com o aumento de temperatura.



Patel *et al.* (2011) estudaram a pirólise da CCC em um reator de leito a 500 °C e sob vácuo de 720 mm.Hg. O bio-óleo obtido foi extraído com fluido supecrítico (CO<sub>2</sub>) e analisado por cromatografia a gás acoplada a espectrometria de massas (CG-MS) e por espectroscopia na região do infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) mostrando a presença de altas concentrações de cardanol e fenóis, sendo considerado um bom material para fabricação de resinas.

A pirólise rápida de resíduos agroindustriais entre eles a CCC foram estudados por Melzer *et al.*, (2013). De acordo com estes pesquisadores, as biomassas foram submetidas a um reator tubular 27 previamente aquecido a 500°C sob um fluxo de nitrogênio de 0.666 L/min<sup>-1</sup>. A fração líquida foi obtida no tempo de 12 minutos, enquanto que a fração gás foi recolhida em 15 minutos de processo. Dentre as biomassas estudadas a CCC apresentou ser uma biomassa lignocelulósica rica em extrativos, revelando a influência destes sobre o comportamento de decomposição e de conversão da biomassa. A pirólise pode revelar também a influência do alto teor de extrativos na biomassa inicial em relação ao rendimento dos produtos de pirólise, no qual o rendimento do produto líquido foi maior enquanto que o bio-carvão e o gás apresentaram menor rendimento.

Por ter alto poder calorífico, o carvão, resultante do processo de pirólise, pode ser utilizado como combustível ou pode ser reaproveitado como insumo para a preparação do carvão ativado. Já a fração líquida resultante deste processo apresenta uma complexa mistura de hidrocarbonetos, por este fato, pode ser utilizado como combustível, ser adicionado ao insumo de refinarias de petróleo, melhorado por catalisadores a fim de produzir combustíveis refinados de grau elevado, ou ainda poderá ser potencialmente usado como produto químico. Dentre os subprodutos da pirólise, o alcatrão geralmente tem preferência devido ao seu poder calorífico, sua facilidade de transporte e armazenagem, seu baixo conteúdo de nitrogênio e enxofre e pela alternativa de serem convertidos em produto químico. (Apaydin-Varol; Putun, 2007).

### Conclusões

O meio ambiente apresenta os impactos causados pela ação do homem e neste sentido os estudiosos alertam constantemente sobre a preocupação com os resíduos sólidos, no Brasil. Os resíduos agrícolas sintetizam boa parte deste quantitativo total, por isso a necessidade do aproveitamento de resíduos agroindustriais é cada vez maior, frente a uma grande geração desses resíduos no país. A pesquisa foi conduzida sempre no sentido de propiciar melhorias ambientais, desde a proposta de aproveitamento do resíduo e do processo de beneficiamento da castanha de caju até a pirólise deste, para geração de novos produtos de valor agregado.

Conforme o que foi exposto, os estudos dos pesquisadores em relação a pirólise da casca de castanha de caju, mostraram que é possível reduzir a disposição final deste resíduo em aterros sanitários, pirolisando a casca, assim gerando 3 novos sub-produtos, o bio-óleo, o gás e o carvão.

Nestas experiências descritas, as temperaturas dos processos termoquímicos variaram entre 400°C a 550°C, essa variável mostrou em diversos relatos que o bio-óleo teve seu rendimento aumentado quando submetido a uma temperatura proporcionalmente mais elevada e o do carvão diminuído nesta mesma situação. O fator tempo, no qual a biomassa é submetida para sua conversão, apesar de ter sido citado apenas em um dos estudos, é uma variável importante e necessária para as características a análise das características que estes materiais irão apresentar.

Quanto ao uso destes subprodutos, ainda é limitada as experiências obtidas com o gás gerado, estudos favoráveis a utilização do bio-óleo como combustíveis tem crescido, por ter poder calorífico elevado, comparado ao do petróleo é uma fonte de combustível que pode ser utilizada. O bio-carvão se transformado em carvão ativado, é uma ótima alternativa para tratamento de efluentes como adsorvente.

Quanto a caracterização da biomassa, esta em sua composição apresenta grande parte de lignina, conferindo uma forte resistência a microorganismos e como principal vantagem tem um alto poder calorífico, justificando sua utilização como fonte energética.

Os dados obtidos com os estudos da biomassa em análise e sua transformação em novos produtos de valor agregado mostraram que esta é uma excelente fonte para produção de energia, entre outras utilidades. O resíduo da casca de castanha de caju vem ganhando certa notoriedade, e ainda que limitado os escritos bibliográficos encontrados a respeito do tema, os resultados das experiências com a biomassa por processo de conversão térmica para obtenção de produtos intermediários com potencial energético renovável ou combustível tem sido positivo, pois, esta biomassa além de possuir boas propriedades, se apresentar em abundância, ser de baixo custo e fácil acesso, é também uma alternativa sustentável para contribuir com a redução do descarte final da casca de castanha de caju em aterros.

### Referencias bibliográficas

- Apaydin-VaroL, Putun. (2007) A. E, Slow pyrolysis of pistachio shell . Fuel, **86**(12), 1892-1899.
- Araujo, L. G. (2012) *Maiores produtores mundiais de castanha-de-caju*. Portal Mercado Aberto. Acesso em 12 de jun. 2019, disponível em: <http://www.portalmercadoaberto.com.br/blogs-categoria-det?post=3550>
- Bridgwater, A.V. (2012) Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, **38**(3), 68-94.
- Bridgwater A. V., Meier, D., Radlein, D. (1999) An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry* , **30**(12), 1479-1493.
- Chaves M. H., Citó A. M. das G. L., Lopes J. A. D., Costa D. A., Oliveira C. A. A., Costa A. F., Brito Júnior F. E. M. (2010) Fenóis totais, atividade antioxidante e constituintes químicos de extratos de *Anacardium occidentale* L., Anacardiaceae. *Revista Brasileira de Farmacognosia Brazilian Journal of Pharmacognosy*, **20**(1), 106-112.

- MECOL, Metalúrgica Cobica LTDA. *Castanha do Caju*. Acesso em 23 de jun. 2019, disponível em: <http://www.mecol.com.br/portugues/informacajuebrasil.htm>
- Das, P., Ganesh, A. (2003) Bio-oil from pyrolysis of cashew nut shell - a near fuel. *Biomass and Bioenergy*, **25**(1), 113-117.
- Demirbas, A., Arin, G. (2002) An overview of biomass pyrolysis. *Energy Sources*, **24**(5), 471-482.
- Frassoldatil, A., Miglavacca, G., Crippa, T., Velata, F., Faravelli, T., Ranzi, E. (2006) Detailed Kinetic Modeling of Thermal Degradation of Biomasses. 29th Meeting on Combustion, Napoli, Italia.
- Figueiredo, F. A. B. (2009) *Pirólise e Gaseificação de Casca de Castanha de Caju: Avaliação da Produção de Gás, Líquidos e Sólidos*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- Figueiredo, A. R. (2011) *Caracterização dos Produtos da Pirólise da Casca de Castanha de Caju: Influência da Taxa de Aquecimento e da Temperatura*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas. São Paulo.
- Goodman, L. J., Love, R. N. (1981) *Biomass energy projects: Planning and management*. Pergamon Press, 1-13.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Em abril, IBGE prevê alta de 2,2% na safra de grãos de 2019*. Agência IBGE Notícias, 09 de maio de 2019. Acesso em 03 de jun. de 2019, disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/24363-em-abril-ibge-preve-alta-de-2-2-na-safra-de-graos-de-2019>
- Irias, L. J. M., Gleber, L., Palhares, J. C. P., Rosa, M. F., Rodrigues, G. S. (2004) Avaliação de impacto ambiental de inovação tecnológica agropecuária – aplicação do sistema Ambitec. *Agricultura em São Paulo*, São Paulo, **51**(3), n. 1, 23-39.
- Kiruthika, R., Ubramanian, P., Rajivgandhi, M. M. C. (2013) Bio oil Production from various Agro Residues through Pyrolysis. *International Journal of Engineering Research & Technology*, **2**(9), p. 1678-1681.
- Kumar P. P., Paramashivappa R., Vithayathil P. J., Subra Rao P. V., Srinivasa Rao A. (2002) Process for isolation of cardanol from technical cashew (*Anacardium occidentale*) nut shell liquid. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **50**(16), 4705-4708.
- Leite, L. A. S. (1994) *A Agroindústria do Caju no Brasil: Políticas públicas e transformações econômicas*. Fortaleza: EMBRAPA/ CNPAT, 195.
- Leal, M. R. L. V. (2005) O potencial de aproveitamento da energia da biomassa. *Inovação Uniemp* **1**(3), 40-41. Acesso em 24 de jan de 2021, disponível em: [http://inovacao.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1808-23942005000300024&lng=pt&nrm=is](http://inovacao.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-23942005000300024&lng=pt&nrm=is)
- Lima, S. A. (2008) *Análise da viabilidade do uso de cinzas agroindustriais em matrizes cimentícias: estudo de caso da cinza da casca da castanha de caju*. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo). Programa de Pós Graduação em Arquitetura e Urbanismo na Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 139 pp.
- Lorenzi, H., Matos, F. J. A. (2002) *Plantas Medicinais no Brasil: nativas e exóticas*. São Paulo: Nova Odessa.
- Mazzetto, S. E., Lomonaco, D., Mele, G. (2009) Óleo da castanha de caju: oportunidades e desafios no contexto do desenvolvimento e sustentabilidade industrial. *Rev. Química Nova*, **32**(3), 732-741.
- Melzer, M., Blina, J., Bensakhriac, A., Valetteb, J., Broustb, F. (2013) Pyrolysis of extractive rich agroindustrial residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **104**(1), 448-460.
- Patel, R.N., Bandyopadhyay, S., Ganesh, A. (2011) Extraction of cardanol and phenol from bio-oils obtained through vacuum pyrolysis of biomass using supercritical fluid extraction. *Energy*, v. **36**(3), 1535-1542.
- Pelàez-Samaniego. (2007) M.R. *Uso de biocombustível da pirólise rápida de palha de cana em um motor de ciclo Otto*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 20 pp.
- PMA, Portal Mercado Aberto RN (2012) *Maiores Produtores Mundiais de Castanha de Caju*. Acesso em 04 de junho de 2019, disponível em: <http://www.portalmercadoaberto.com.br/blogs-categoria-det?post=3550>

- Santos, R. P., Santiago, A. A. X., Gadelha, C. A. A., Cajazeiras J. B., Cavada, B.S, Martins, D. T. M., Bezerra, G. A, Santos, R. P., Freire, A. V. N. (2007) Production and characterization of the cashew (*Anacardium occidentale* L.) penduncle bagasse ashes. *Journal of Food Engineering*, **79**(4), 1432-1437.
- Sanchez, E.M.S. (2010) Alcatrão ou bioóleo: Caracterização, amostragem e utilização. In: SÁNCHEZ, C.G. (Org.). Tecnologia da gaseificação de biomassa. *Campinas: Editora Átomo*, 353-385.
- Serrano, L. A. L., Pessoa, P. F. A P. (2016) Aspectos econômicos da cultura do cajueiro. Embrapa Agroindústria Tropical- Sistemas de Produção. Acesso em 24 de jan. de 2021, disponível em: [https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p\\_p\\_id=conteudoportlet\\_WAR\\_sistemasdeproducaolf6\\_1ga1ceportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&p\\_p\\_col\\_id=column-2&p\\_p\\_col\\_count=1&p\\_r\\_p\\_-76293187\\_sistemaProducaold=7705&p\\_r\\_p\\_-996514994\\_topicold=10308](https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducaolf6_1ga1ceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-2&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaold=7705&p_r_p_-996514994_topicold=10308)
- Tsamba, A. J., Yang, W., Blasiak, W. (2006) Pyrolysis characteristics and global kinetics of coconut and cashew nut shells. *Fuel Processing Technology*, **87**(6), 523-530.
- Tramujas M. J. (2015) *Utilização de diferentes agentes ligantes no Desenvolvimento de barra de cereal salgada adicionada de chia (salvia hispânica l.)*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Alimentos. Universidade Tecnológica federal do Paraná, Londrina, 43 pp.
- Vieira, G. E. G., Nunes, A. P., Teixeira, L. F., Colen, A. G. N. (2014) Biomassa: uma visão dos processos de pirólise. *Revista Liberato*, **15**(24), 105-212.
- Yaman, S. (2004) Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemicals feedstocks. *Energy Conversion and Management*, **45**(2), 651-671.