

# 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.2020.13.3>

Vol. 13, No. 3  
6 de diciembre de 2020

ISSN 0718-378X

Editado por:



Autor: Germán Buitrón Méndez

Foto: Planta de Atotonilco (capacidad 35 m<sup>3</sup>/s), Hidalgo, México.





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. Leo Heller  
Universidade Federal de Minas Gerais, 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. 13, No. 3

### **COBERTURA FINAL DE ATERROS SANITÁRIOS: UMA ABORDAGEM CONSERVACIONISTA AMBIENTAL.**

*FINAL COVERS FOR LANDFILLS: AN ENVIRONMENTAL CONSERVATIONIST APPROACH.*

Allan de Freitas Magalhães, Sofia Regina Lopes, Bruno Lima Soares, Josina Aparecida de Carvalho, Gustavo Ferreira Simões

669-681

### **PRODUÇÃO DE MATERIAIS RENOVÁVEIS UTILIZANDO BIOMASSA AGROINDUSTRIAL (SOJA) POR MEIO DE REATOR TERMOQUÍMICO.**

*PRODUCTION OF RENEWABLE MATERIALS USING AGROINDUSTRIAL BIOMASS (SOYBEAN) BY MEANS OF THERMO-CHEMICAL REACTOR.*

Fabício Machado Silva, Luciana Rezende Alves de Oliveira, Marcelo Mendes Pedroza, Aymara Gracielly Nogueira Colen, Pedro Henrique Borges do Amaral, Marcel Sousa Marques

682-697

### **ESTUDIO DE CASO DE LA LAGUNA ALALAY, BOLIVIA: TRECE AÑOS DE DINAMICA AMBIENTAL EN UNA LAGUNA EUTROFIZADA.**

*CASE STUDY AT LAGUNA ALALAY LAKE, BOLIVIA: THIRTEEN YEARS OF ENVIRONMENTAL DYNAMICS OF AN EUTROPHIED LAKE.*

Cesar A. Perez-Fernandez, Ana María Romero Jaldín, Rosario Montañó Mérida, Gary A. Toranzos

698-714

### **RELAÇÃO ENTRE FÓSFORO TOTAL E VAZÃO AFLUENTE NOS PRINCIPAIS RESERVATÓRIOS RURAIS DO ESTADO DO CEARÁ NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.**

*RELATIONSHIP BETWEEN TOTAL PHOSPHORUS AND AFLUENT FLOW IN MAIN RURAL RESERVOIRS OF THE STATE OF CEARÁ IN BRAZILIAN SEMIARID.*

Maria de Jesus Delmiro da Rocha, Iran Eduardo Lima Neto

715-730

### **ESTUDO DAS EMISSÕES DE BIOGÁS EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.**

*STUDY OF BIOGAS EMISSIONS BY TOP COVER OF MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS.*

Laís Roberta Galdino de Oliveira, José Fernando Thomé Jucá, Maria Odete Holanda Mariano, Alison de Souza Norberto

731-748

### **AVALIAÇÃO DE ESTABILIDADE DE TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS.**

*AVALIAÇÃO DE ESTABILIDADE DE TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS.*

Rafaella de Moura Medeiros, Alison de Souza Norberto, Maria Odete Holanda Mariano

749-761

**LOGÍSTICA REVERSA DE MEDICAMENTOS EM DESUSO: AVALIAÇÃO DA SITUAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BELÉM, NA REGIÃO SUL DO BRASIL.**

DRUG TAKE-BACK PROGRAM: ASSESSMENT OF THE SITUATION OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF BELÉM RIVER, IN SOUTHERN BRAZIL.

Demian da Silveira Barcellos, Javier Salvador Gamarra Junior, Nicole Santos Accioly, Harry Alberto Bollmann

762-772

**ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DO BRASIL E DA COSTA RICA: ESTUDO DE CASO COMPARATIVO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE DO ESGOTO BRUTO, DO EFLUENTE E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS.**

WASTEWATER TREATMENT PLANS OF BRAZIL AND COSTA RICA: COMPARATIVE CASE STUDY OF RAW WASTEWATER AND EFFLUENT QUALITY AND REMOVAL EFFICIENCY OF ORGANIC MATTER AND SOLIDS.

Gabriela Rodrigues Barroso, Viviana Solano Ramírez, Saulo Nonato de Souza, Erick Javier Centeno Mora, Sílvia Corrêa Oliveira

773-790

**AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA E DE DESEMPENHO EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.**

HYDRODYNAMIC AND PERFORMANCE EVALUATION IN PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND FOR URBAN WASTEWATER TREATMENT.

Victor Ybarzo Fechine, Leandro Bassani, Amanda Kempt Schroeder, Amanda da Cruz, Catiane Pelissari, Pablo Heleno Sezerino

791-805

**ANÁLISE DOS DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA PROPOSTA DE UM ÍNDICE QUALIDADE DE ÁGUA URBANO (IQUA).**

ANALYSIS OF WATER QUALITY MONITORING DATA FROM AN HIDROGRAFIC BASIN IN THE PROPOSAL OF AN URBAN WATER QUALITY INDEX (IQUA).

Gabriel Coimbra Rabelo, José Biscaíno Neto, Rosane Freire

806-821

**PROPOSIÇÃO DE REUSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE UMA USINA SUCROALCOOLEIRA SITUADA NO INTERIOR DE SÃO PAULO.**

PROPOSITION OF REUSE OF RESIDUE WATER FROM A SUGAR-ALCOHOL PLANT SITUATED IN THE INTERIOR OF SÃO PAULO.

Aline Angélica Miguel, Cristina F. P. Rosa Paschoalato, Luciano Farias de Novaes

822-834

**EVALUATION OF DIFFERENT METHODS OF ESTIMATION OF THE TOPOGRAPHIC FACTOR AND ITS INFLUENCE ON SOIL LOSS DISTRIBUTION IN THE JAÚ STREAM WATERSHED, IN APARECIDA D'OESTE – SP.**

Mariana Barbosa de Carvalho, Nelson Giovanini Junior, César Gustavo da Rocha Lima, José Augusto de Lollo

835-850

**GESTÃO E HIERARQUIZAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. UM ESTUDO DE CASO DO BRASIL.**

MANAGEMENT AND HIERARCHIZATION OF TECHNOLOGICAL ROUTES OF URBAN SOLID WASTE - A CASE STUDY IN BRAZIL.

[Maria Odete Holanda Mariano, Alison de Souza Norberto, Fernando Henrique Ferreira de Alves Melo](#)

851-867

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO PROGRAMA DE COLETA SELETIVA DO PLÁSTICO NO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA/PB – BRASIL.**

ANALYSIS OF THE LIFE CYCLE OF THE SELECTIVE PLASTIC COLLECTION PROGRAM IN THE MUNICIPALITY OF JOÃO PESSOA / PB – BRAZIL

[Raíssa Barreto Lins, Claudia Coutinho Nóbrega, Hozana Raquel Medeiros de Garcia, Valeria Ibáñez-Forés, Elizabeth Sousa de Araújo](#)

868-884

**ABORDAGEM SOBRE O COMPORTAMENTO DO IQA A PARTIR DA DEGRADAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA AMAZÔNIA.**

APPROACH ON THE APPLICATION OF IQA IN THE AMAZON.

[Rodrigo Silvano Silva Rodrigues, Lindemberg Lima Fernandes, Claudio José Cavalcante Blanco, Luiza Carla Girard Mendes Teixeira, Germana Menescal Bittencourt](#)

885-904

**VULNERABILIDADES NO ACESSO À ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM COMUNIDADES RURAIS: ESTUDO DE CASO EM TRÊS LAGOAS, AMARGOSA (BA).**

DRINKING WATER VULNERABILITIES IN RURAL COMMUNITIES: CASE STUDY IN TRÊS LAGOAS, AMARGOSA (BA).

[Hérica Cruz Nascimento, Rosa Alencar Santana de Almeida, Gilmaria Fernandes Eça, Floricéa Magalhães Araújo](#)

905-922

**STRUCTURAL GROUTS WITH PARTIAL REPLACEMENT OF NATURAL.**

[Hinoel Zamis Ehrenbring, Cristhiana Carine Albert, Nataly Ayumi Toma, Fabricio Longhi Bolina, Bernardo Fonseca Tutikian](#)

923-938

**USO DA METODOLOGIA DE SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA AVALIAÇÃO DO DESAGUAMENTO DE RESÍDUOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM FILTRAÇÃO GEOTÊXTIL.**

USE OF THE RESPONSE SURFACE METHODOLOGY FOR THE EVALUATION OF THE DEWATERING OF WASTE OF WATER TREATMENT STATION IN GEOTEXTILE FILTRATION.

[Giulliano Guimarães Silva, Angela Di Bernardo Dantas, Sérgio Carlos Bernardo Queiroz, Maria Isabel Rodrigues, Mateus A. Roveda Guimarães](#)

939-956

**MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA DE UN LAGO URBANO UTILIZANDO UN PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.**

URBAN LAKE WATER QUALITY IMPROVEMENT USING A COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS.

Ana Cecilia Tomasini-Ortiz, Antonio Ramírez-González, Mercedes Esperanza Ramírez-Camperos, Lina María Cardoso-Vigueros

957-970

**REGIONALIZAÇÃO PARA A GESTÃO INTEGRADA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: AVANÇOS E DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE EM CONSÓRCIOS PÚBLICOS OPERANTES NO BRASIL E NA ARGENTINA.**

REGIONALIZATION FOR THE INTEGRATED MANAGEMENT OF URBAN SOLID WASTE: ADVANCES AND CHALLENGES FOR SUSTAINABILITY IN PUBLIC CONSORTIA OPERATING IN BRAZIL AND ARGENTINA.

Luciana Alves Rodrigues Macedo, Liséte Celina Lange, Armando Borges de Castilhos Júnior, Ricardo Alberto Gutiérrez, María Belén Levatino

971-987

**ANÁLISIS DE LA DISPOSICIÓN DE LOS DESECHOS SÓLIDOS Y GENERACION DE BIOGAS EN EL RELLENO SANITARIO DE AMBATO, ECUADOR.**

ANALYSIS OF SOLID WASTE DISPOSAL AND BIOGAS GENERATION IN THE SANITARY LANDFILL OF AMBATO, ECUADOR.

Bertha Elizabeth Ibarra-López, Mariana Lucía Narváez-Castro, Andrés de la Rosa

988-1006

**POPULATION SUPPORT FOR MAKING AN URBAN AREA AND ITS TRANSPORT SYSTEM RESILIENT AGAINST FLOODING.**

Cílio José Volce, Daniela de Castro Soares, Manuela Fontenele Velasco, Heliana Barbosa Fontenele, Carlos Alberto Prado da Silva Junior

1007-1021

**CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST.**

CHARACTERIZATION OF AQUATIC MACROPHYTES RESIDUES FOR COMPOST PRODUCTION.

Myrian Elisabeth Barrionuevo, Liliana Beatriz Flores, María Claudia Dussi

1022-1031

**AVALIAÇÃO DA COLETA SELETIVA NO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE, BRASIL.**

EVALUATION OF THE SELECTIVE COLLECTION IN BELO HORIZONTE CITY, BRAZIL.

Cláudia Maria Campos de Almeida, Marcos Paulo Gomes Mol

1032-1047

**CORRELAÇÃO ENTRE INDICADORES DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES EM RECIFE, BRASIL.**

CORRELATION BETWEEN HOUSEHOLDE SOLID WASTE INDICATORS IN RECIFE, BRAZIL.

Rodrigo Cândido Passos da Silva, Amanda Rodrigues Santos Costa, Soraya Giovanetti El-Deir, José Fernando Thomé Jucá

1048-1068



**REAPROVEITAMENTO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE PODAS URBANAS – AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL.**

RECOVERY AND VALORIZATION OF URBAN PRUNING WASTE – EXPERIMENTAL EVALUATION.

Miriam de Fátima Carvalho, Juan Carlos Rossi Alva, Maria Carolina de Paiva Costa,  
Felipe Guimarães Souza, Márcio José Pinheiro Ramos da Silva, Tamara Ribeiro Castro

1069-1084

**COMPLEXAÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM PRESENÇA DE ORTO –POLIFOSFATO PARA OTIMIZAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO: ESTUDO DE CASO.**

COMPLEXATION OF IRON AND MANGANESE IN THE PRESENCE OF ORTO - POLYPHOSPHATE FOR OPTIMIZATION OF SUPPLY WATER TREATMENT: CASE STUDY.

Railson de Oliveira Ramos, Maria Virgínia da Conceição Albuquerque, Josivaldo Rodrigues Sático, Valderi Duarte Leite, Wilton Silva Lopes

1085-1097

**WASTEWATER-BASED EPIDEMIOLOGY AS AN ALLY IN THE FIGHT AGAINST THE COVID-19: A BRIEF REVIEW.**

Michael Barbosa Viana, Fábio de Oliveira Matos, Tallita Cruz Lopes Tavares

1098-1109

Lista de revisores 2020

1110-1113





# REVISTA AIDIS

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

## COBERTURA FINAL DE ATERROS SANITÁRIOS: UMA ABORDAGEM CONSERVACIONISTA AMBIENTAL

\* Allan de Freitas Magalhães<sup>1</sup>  
Sofia Regina Lopes<sup>2</sup>  
Bruno Lima Soares<sup>3</sup>  
Josina Aparecida de Carvalho<sup>4</sup>  
Gustavo Ferreira Simões<sup>5</sup>

## FINAL COVERS FOR LANDFILLS: AN ENVIRONMENTAL CONSERVATIONIST APPROACH

Recibido el 21 de mayo de 2018; Aceptado el 6 de febrero de 2020

### Abstract

*The top layer is one of the most important compartment of the final cover in landfills, because, besides its geotechnical aspects concerning safety, it is directly associated with the functionality of the vegetation cover. In the present work we show that the material present in the top layer of the final cover of the investigated landfill has a heterogeneous character, presents an average depth of 28.9 cm with minor physico-chemical variations as a function of the position along the slope. Considering potentials for plant cover and maintenance, the substrate is alkaline, with low organic matter content, presenting borderline concentrations of heavy metals, significant variation in moisture content, and high average density, 1.6 g.dm<sup>-3</sup>. Adjustments in organic matter and density are the main attributes to be considered during the construction of the top layer of the final cover. Our results indicate that soils built in the final cover of landfills present particularities of behavior that justify the adoption of conservation practices during their construction and maintenance, highlighting adjustments in composition, compaction controlling and plant species suitability.*

**Keywords:** solos construídos, áreas degradadas, aterros sanitários, camada de cobertura final, cobertura vegetal.

1 Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte - MG, Brasil.

2 Superintendência de Limpeza Urbana - SLU/Belo Horizonte, Brasil.

3 Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras - MG, Brasil.

4 Departamento de Ciências do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras - MG, Brasil.

5 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

A camada superficial de solos de aterros de resíduos sólidos urbanos é um dos mais importantes compartimentos da cobertura final, pois, além de vincular aspecto geotécnico de segurança, está diretamente associada a funcionalidade da cobertura vegetal. No presente trabalho verificou-se que o material que compõe a última camada do aterro estudado tem caráter heterogêneo, apresenta profundidade média de 28.9 cm com variações físico-químicas pouco significativas em função da posição no talude. Considerando potencialidades para implantação e manutenção da cobertura vegetal, o substrato é alcalino, com baixo teor de MO, apresenta ainda concentrações limítrofes de metais pesados, variação significativa de umidade, e densidade média alta,  $1.6 \text{ g.dm}^{-3}$ . Ajustes nos teores de MO e densidade são os principais atributos a serem considerados durante a construção da última camada. Os resultados indicam que, solos construídos em cobertura final de aterros sanitários, apresentam particularidades de comportamento que justificam a adoção de práticas conservacionistas durante a sua implantação e manutenção, destacando ajustes na composição, controle da compactação e adequação de espécies vegetais.

**Palavras chave:** solos construídos, áreas degradadas, aterros sanitários, camada de cobertura final, cobertura vegetal.

---

## Introdução

O número crescente de aterros sanitários atualmente desativados, em desativação, ou em processo de remediação, aumenta a preocupação quanto ao uso futuro dessas áreas, a qual deve ser compensada pelos prejuízos sofridos durante sua operação (Hauser, 2009). Em se tratando da camada superficial, a implantação e manutenção torna-se um desafio constante, uma vez que, sua atividade envolve remoção, adição e/ou substituição de materiais de constituição complexa (Sére *et al.*, 2008).

A camada superficial de aterros sanitários (topsoil) é formada por materiais e procedimentos antrópicos, o qual se denominou solo construído (SÉRÉ *et al.*, 2008) ou technosoil (Lehmann., 2006), e passa a ter uma evolução pedológica atuando no ambiente de maneira distinta aos ambientes inalterados (Lehmann & Stahr., 2007). Entre as camadas de um aterro sanitário, a cobertura final está entre as mais importantes, sendo a que forma, protege e dá sustentabilidade à vegetação (Gill *et al.*, 1999). A legislação brasileira exige que a cobertura final dos aterros sanitários urbanos minimize o impacto ambiental das áreas adjacentes e faça parte do plano de encerramento de suas atividades, garantindo a estabilidade física, química e biológica, até que o local se encontre em condições de uso futuro (Koerner & Daniel, 1997).

A utilização de resíduos provenientes das atividades urbanas, tais como os resíduos de construção e demolição e os materiais resultantes da compostagem de resíduos orgânicos, na construção das camadas de cobertura final dos aterros sanitários são formas adequadas de aproveitamento desses resíduos e devem ser priorizadas, em substituição aos materiais naturais (Sére *et al.*, 2008). Os resíduos orgânicos podem ainda ser utilizados na fabricação de biofertilizantes e como condicionadores, visando a melhoria das características físicas (estrutura, retenção de água, densidade etc.), químicas (capacidade de troca de cátions, complexação de elementos tóxicos

etc.) e biológicas (atividade de respiração, biomassa etc.) do solo construído (KIM & Owens, 2010). Mas, a disposição atual destes materiais em aterros sanitários brasileiros ainda ignora o seu potencial produtivo, estando em dicotomia com conceitos modernos de sustentabilidade (Abichou *et al.*, 2015).

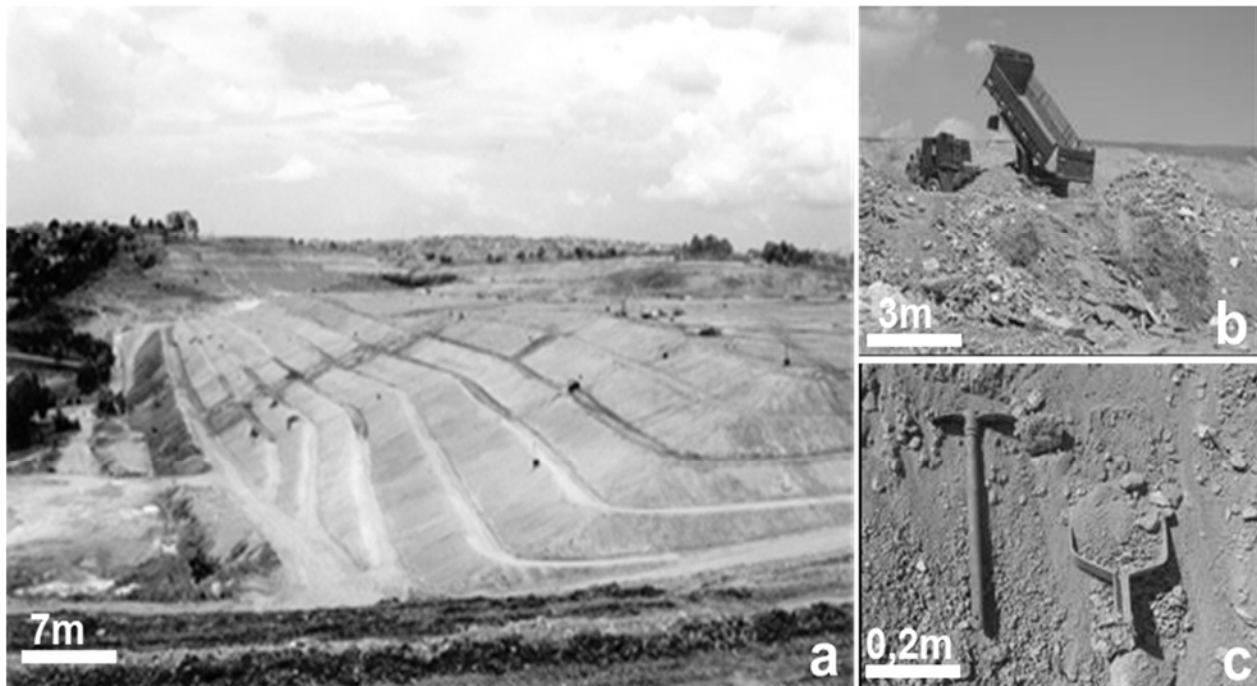
A obrigatoriedade do atendimento referente à correta destinação de resíduos sólidos urbanos, que inclui os resíduos de construção e demolição, demanda de forma contínua a construção de novos aterros sanitários. Normalmente, estes locais são constituídos de materiais considerados sem “utilidade pública”. Esta inutilidade contribui para a disposição do resíduo às intempéries, que possivelmente o tornarão suscetíveis à erosão. A este ambiente inóspito justifica-se a necessidade de uma investigação mais minuciosa que pode ou não limitar o estabelecimento de espécies vegetais (Fuente *et al.*, 2014).

Atualmente, técnicas de revegetação em substratos degradados têm se tornado foco de discussão em eventos científicos. Profissionais com ideias divergentes, no que diz respeito à reabilitação ambiental de locais inóspitos, em especial aos aterros sanitários encerrados, utilizam espécies vegetais com fins paisagísticos subestimando significativamente a sua funcionalidade (Pywell *et al.*, 2003). Por outro lado, técnicas conservacionistas visando o mesmo objetivo tornam-se um novo desafio à comunidade científica. Assim, a análise e o monitoramento de materiais que compõem estas camadas superficiais poderá tornar-se uma importante ferramenta no que concerne a ampliação funcional de uma cobertura final (Abichou *et al.*, 2015).

Em um adequado planejamento, inicialmente faz-se necessário avaliar características do solo que efetivamente influenciam o estabelecimento de plantas, tais como, umidade, espessura e concentrações químicas (Chan *et al.*, 1991). Ao se tratar de substratos degradados de aterros sanitários, existem poucos trabalhos que discute a composição e características atuais desses materiais na manutenção de espécies vegetais (Rahman *et al.*, 2013) e a sua relação com as demais camadas do aterro. Neste aspecto, os objetivos do trabalho foram avaliar características físicas e químicas do solo que compõe a camada superficial de um aterro sanitário, evidenciando critérios técnicos de reparação, considerando-a parte conjuntural da cobertura final e estrutura de sustentação de uma cobertura vegetal.

### Metodologia

O trabalho foi realizado em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos (Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG) (19°81'S e 43°95'O) (Figura 1a). De acordo com a classificação de Köppen para a região, o tipo climático é Cwb, definido como mesotérmico úmido com estação chuvosa de verão brando. Sendo a temperatura média anual fica em torno de 21.5°C, temperatura máxima de 32.3°C e mínima de 10°C. Os totais anuais de chuva são relativamente altos, 1.600 mm aproximadamente.



**Figura 1.** Camada de cobertura final do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG, após encerramento de atividade de disposição de resíduos sólidos urbanos: Taludes de solos construídos na cobertura final de aterro sanitário (a); implantação e disposição do material na camada superficial da cobertura final do aterro (b) e aspecto geral de solo construído utilizado para implantação de cobertura vegetal (c).

No aterro sanitário, a construção da camada superficial é realizada a partir da disposição em células dos resíduos sólidos urbanos atingirem sua cota de segurança com posterior compactação com o material inerte (resíduo de construção civil) no intuito de diminuir a porosidade e impedir a perda por erosão hídrica (Figura 1b). A cobertura final compõe-se de solo natural e resíduos da construção e demolição disposto em camadas sobrepostas (20-30cm), não sendo realizada a sua mistura completa (Figura 1c).

No momento da realização do experimento, a atividade de construção da camada de cobertura estava encerrada há cinco anos e ainda não possuía cobertura vegetal. A utilização destes materiais se deve à grande parcela que representam na composição dos resíduos recebidos no aterro, fato comum aos aterros sanitários brasileiros, e estava em conformidade ao exigido em normas técnicas e legislação estadual (FEAM, 2006).

A determinação da espessura da camada de cobertura final foi realizada em 30 pontos amostrais utilizando sonda para perfuração com profundidade máxima de 120 cm. Em cada talude foram

realizadas cinco perfurações em pontos aleatórios na base e no topo, sendo posteriormente efetuada a medição ao limite correspondente à camada de resíduo.

A coleta do material consistiu na utilização de um cilindro de volume conhecido, em que foi inserido à superfície da cobertura do aterro (0-20cm). A amostragem sistemática foi realizada em seis taludes, retirando-se cinco amostras em duas posições (base e topo), totalizando 60 unidades amostrais. Os seguintes parâmetros físicos foram avaliados: teor de umidade (EMBRAPA, 1997), densidade ( $\rho$ ), massa específica dos grãos ( $\rho_s$ ) (NBR6508/84), distribuição granulométrica (NBR7181/84) e limites de consistência (limite de liquidez e limite de plasticidade) (NBR6459/84; NBR7180/88). Para a caracterização química do solo os principais parâmetros avaliados foram: pH em água, acidez potencial (H+Al), macro e micronutrientes (N, P, K,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ), matéria orgânica (MO), carbono (C), Valor de saturação em base (V), Soma de bases trocáveis (SB), Capacidade de troca catiônica (T), Índice de saturação de alumínio (m) e Capacidade efetiva de troca de cátions (t), conforme procedimento da EMBRAPA (2002).

Para a determinação de metais pesados foram retiradas 12 amostras compostas em cada profundidade (0-20 e 40-60 cm), totalizando 24 unidades amostrais. Os elementos determinados foram: Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn (SW3051, EPA-USA, determinação por ICP-AES) (Andrade e Abreu, 2006).

As parcelas de cobertura vegetal do experimento foram cultivadas em locais distantes do sistema de drenagem interno do aterro sanitário, de forma que possíveis efeitos de interferências na sobrevivência das plantas como alta temperatura na parte aérea e gases no sistema radicular foram consideradas desprezíveis.

Análises estatísticas foram realizadas para caracterizar o material, e para efeito de comparação entre as posições no talude, realizou-se análise pareada pelo teste t-student (ZAR, 1998). Usando-se uma matriz de 23 atributos químicos (pH, MO, C, N,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , K, P, t, v, m e SB) e físicos (Umidade, Densidade, IP, LP, LL, argila, silte, areia e pedregulho) foi construída uma Análise de Componente Principal (PCA) para detectar, por coeficiente de escores, possíveis relações de fatores que controlam a degradação em solos construídos da cobertura final dos aterros sanitários (Bitencourt *et al.*, 2015). As variáveis foram selecionadas em função de características básicas para sustentação e estabelecimento inicial de cobertura vegetal em substratos degradados (Pywell *et al.*, 2003).

### Resultados e discussão

Considerando a composição do material observou-se que o pH variou de 4.9 a 8.2 com média de 7.5, baixa variabilidade (CV=9.5%), e diferenças não-significativas entre as posições do talude. Valores muito baixos também foram encontrados para o  $\text{Al}^{3+}$ , concentrações abaixo 0.02

cmol.carga.dm<sup>-3</sup> e, portanto, elevando a alcalinidade do solo (Tabela 1). Este caráter alcalino normalmente pode estar associado aos aterros que utilizam resíduos de construção civil e demolição (Lehmann & STAHR, 2007), que normalmente apresentam pH entre 7.8 e 8.2 (Lauermann, 2008).

**Tabela 1.** Caracterização dos atributos químicos e físicos do solo construído em camada da cobertura final de aterro sanitário.

Atributos do solo <sup>a</sup>	Mín - Máx	Média ± Sd	CV%	p-value <sup>b</sup>
pH (H <sub>2</sub> O)	4.90 - 8.20	7.58 ± 0.72	9.55	ns
Matéria Orgânica (dag.kg <sup>-1</sup> )	1.06 - 6.30	2.02 ± 1.03	50.83	*
C (dag.kg <sup>-1</sup> )	0.62 - 3.65	1.18 ± 0.59	50.17	*
N (dag.kg <sup>-1</sup> )	0.06 - 0.28	0.11 ± 0.04	40.20	ns
Al <sup>3+</sup> (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	0.01 - 0.02	0.01 ± 0.00	32.49	*
Ca (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	1.55 - 7.78	3.81 ± 1.29	33.77	ns
Mg (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	0.25 - 1.71	0.74 ± 0.33	44.33	ns
P (mg.dm <sup>-3</sup> )	0.10 - 8.40	3.37 ± 2.88	85.38	ns
K (mg.dm <sup>-3</sup> )	37.00 - 266.00	118.03 ± 59.33	50.26	ns
Cr (mg.kg <sup>-1</sup> )	17.10 - 69.10	38.71 ± 14.12	36.47	ns
Cu (mg.kg <sup>-1</sup> )	10.10 - 29.00	16.18 ± 5.35	33.07	ns
Ni (mg.kg <sup>-1</sup> )	9.20 - 26.00	14.93 ± 4.31	28.85	ns
Pb (mg.kg <sup>-1</sup> )	62.60 - 105.70	79.67 ± 12.37	15.53	ns
Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )	43.00 - 79.80	65.97 ± 11.68	17.70	ns
Hg (mg.kg <sup>-1</sup> )	20.00 - 107.80	67.27 ± 34.68	51.55	ns
SB (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	2.71 - 9.53	4.86 ± 1.53	31.47	*
T (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	3.62 - 10.45	5.69 ± 1.49	26.11	*
t (cmol.carga.dm <sup>-3</sup> )	2.72 - 9.54	4.87 ± 1.52	31.18	*
m (%)	0.11 - 0.52	0.26 ± 0.11	42.84	ns
V (%)	66.35 - 91.51	84.32 ± 6.05	7.17	ns
Umidade (%)	0.50 - 15.60	7.11 ± 4.16	58.59	ns
ρ (g.cm <sup>-3</sup> )	1.25 - 1.92	1.577 ± 0.03	2.02	
ρ <sub>s</sub> (g.cm <sup>-3</sup> )	2.48 - 2.66	2.60 ± 0.03	1.34	**
LL (%)	29.00 - 43.00	36.79 ± 3.00	8.15	ns
LP (%)	15.00 - 32.00	32.82 ± 3.63	15.23	ns
IP (%)	10.00 - 19.00	12.97 ± 2.17	16.75	ns
Pedregulho (%)	1.60 - 14.80	6.33 ± 3.06	48.41	ns
Areia (%)	36.20 - 55.20	45.11 ± 3.50	7.76	ns
Silte (%)	21.80 - 41.60	29.22 ± 4.53	15.50	ns
Argila (%)	10.30 - 24.80	19.34 ± 3.47	17.92	*
Espessura (cm)	20.45 - 38.23	28.98 ± 3.25	11.21	-

<sup>a</sup>pH: em água; SB: Soma de bases; T: Capacidade de troca catiônica à pH 7.0; t: Capacidade efetiva de troca de cátions; m: Índice de saturação de alumínio; V: Saturação de bases; ρ<sub>s</sub>: Densidade aparente; LL: Limite de liquidez; LP: Limite de plasticidade; IP: Índice de plasticidade. Média ± Sd. ns: não significativo; <sup>b</sup>diferença significativa p<0.05 pelo teste t-student.

O valor médio de MO foi de 2.02 dag.kg<sup>-1</sup>, considerado de baixo teor (EMBRAPA, 1999). A variação entre as posições no talude é significativa ( $p=0.0380$ ), e as maiores contribuições estão nos teores de carbono (1.18 dag.kg<sup>-1</sup>), comparado aos teores de N (0.11 dag.kg<sup>-1</sup>). Nos macronutrientes, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, P e K, o solo apresentou concentração média de 3.81 cmol.carga.dm<sup>-3</sup>, 0.74 cmol.carga.dm<sup>-3</sup>, 3.37 mg.dm<sup>-3</sup> e 118.03 mg.dm<sup>-3</sup>, respectivamente, e não variaram significativamente entre as posições do talude (Tabela 1). Embora a correção química não seja necessária, este comportamento não é comum aos demais aterros (Kim & Owens, 2010), e quando há esta elevação, normalmente estão associados às rochas calcárias e feldspatos (Barros *et al.*, 2011).

Os metais pesados não apresentaram variação significativa entre as profundidades (0-20 e 40-60 cm), e as maiores concentrações no solo foram encontradas em Pb (105.7mg.kg<sup>-1</sup>; CV=15.53%), nas camadas superficiais, enquanto Hg (67.2 mg.kg<sup>-1</sup>), Ni (14.9 mg.kg<sup>-1</sup>), Cr (17.1 mg.kg<sup>-1</sup>), Cu (16.1 mg.kg<sup>-1</sup>) e Zn (65.9 mg.kg<sup>-1</sup>), com exceção do mercúrio, estão em concentrações toleráveis nas camadas subsuperficiais (40-60 cm). Assim, maior atenção deverá ser dada ao elemento Pb, pois, além de limitar a atividade biológica e crescimento de plantas (Kabata-Pendias, 2011), os valores encontrados extrapolam limites de prevenção para as áreas adjacentes (CONAMA, 2009). Contudo, esta disponibilidade no solo não depende somente de si, mas de um conjunto de características inerentes, além da resposta da planta (Simão e Siqueira, 2001). Mesmo assim, é indispensável a necessidade de estabelecer mecanismos tamponantes, dentre eles o ajuste do pH (Kabata-Pendias, 2011), e a adição de compostos orgânicos.

Nas condições normais de fertilidade, foram observados valores de médio-alto em teores de bases trocáveis (V=84.3%; SB=4.86 cmol.carga.dm<sup>-3</sup>) e ao mesmo tempo, médio-baixo à capacidade de troca (m=4.87 cmol.carga.dm<sup>-3</sup>; T=5.69 cmol.carga.dm<sup>-3</sup>), estes atributos reafirmam a predominância de materiais provenientes da construção civil. Isto implica em riscos ao ambiente, pois partículas deste material, somado ao baixo teor orgânico, poderá favorecer a solubilização de metais, aumentando o risco de lixiviação (BARROS *et al.*, 2011).

O valor médio de umidade foi de 7.1%, com variação entre 0.5% e 15.6% (CV=58.59%), o que também não variou significativamente entre a posição no talude (Tabela 1). Esta oscilação pode estar associada ao baixo teor de MO, pois a sua presença implica na manutenção da umidade, e com a queima de gases eleva-se a taxa evaporativa na camada superficial. Segundo Blainski *et al* (2008), solos de baixo potencial em umidade, somado à estruturação desfavorável podem interferir na penetração de raízes.

A concentração de gases, como metano, gás carbônico e oxigênio pode sobrecarregar a estabilidade de microrganismos (Bronick & Lal, 2005) e, conseqüentemente a manutenção do sistema radicular das plantas (Kim & Lee, 2005). Assim, recomenda-se uma revisão sobre o significado da espessura da camada que conserva efetivamente a umidade do sistema radicular, e neste caso, considerando espécie de pequeno porte, com raízes de no máximo 30 cm em

comprimento. E referente a esta camada superficial, em detrimento aos demais compartimentos subjacentes, vislumbra-se a definição efetiva da área de influência térmica e de concentrações de gases, sendo esta última a profundidade limite.

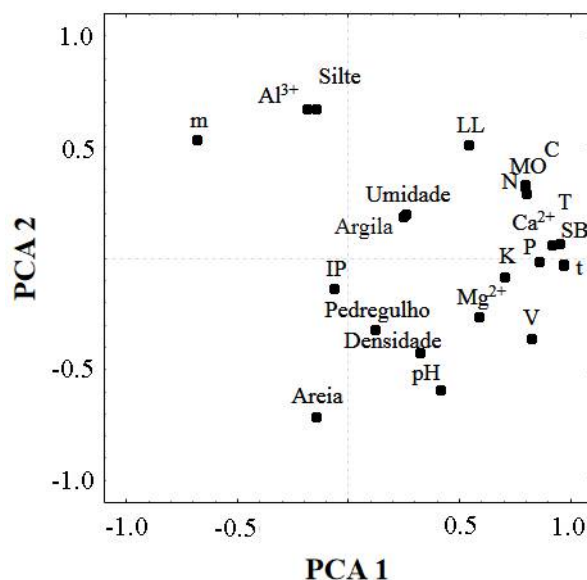
Vários são os atributos do solo que influenciam o sistema de enraizamento em cobertura final de aterros sanitários, entre os principais, a sua densidade (Gill *et al.*, 1999). Normalmente, o sistema radicular cresce preferencialmente em substratos que possui densidade de 1.1 a 1.5 g.cm<sup>-3</sup>, crescem moderadamente em substratos com densidade abaixo de 1.7 g.cm<sup>-3</sup>, e pobremente crescem em densidades acima deste valor (Dias, 1998). Considerando-se a menor profundidade (0-20cm), observou-se que a densidade do solo variou de 1.25 a 1.92 g.cm<sup>-3</sup>, sendo a média de 1.57 g.cm<sup>-3</sup>. Este valor, considerado médio-alto, é devido ao decorrente tráfego de maquinário e de pessoas durante a sua construção e manutenção. Isto limita a infiltração de água no meio e, conseqüentemente, nos primeiros estágios de crescimento, altera a taxa de respiração e sobrevivência da raiz (Alvarenga *et al.*, 2008).

A maior contribuição granulométrica foi atribuída à textura arenosa (36.20 - 55.20%; CV=7.76%). O teor de argila variou de 10.3% a 24.8%, com significativa diferença entre as posições do talude ( $p=0.0496$ ; CV=17.92%) (Tabela 1). Além disso, 65% das amostras apresentam textura areno-argilosa, típico de materiais provenientes de construção civil.

O Índice de plasticidade (IP) variou de 10 a 19%, enquanto o limite de liquidez (LL) foi de 36.79% e o limite de plasticidade foi de 32.82% (Tabela 1). As maiores variações entre os pontos amostrais foram encontradas no limite de plasticidade (15.23%), comparado ao limite de liquidez (CV=8.15%) (Tabela 1). Apesar de ser arenoso, o material pode ser considerado de baixa resistência à erosão, sendo assim recomendável maiores cuidados referente à reposição de suas camadas superficiais após intensos períodos de precipitação. Além da descarga de sedimento nos efluentes líquidos urbanos, esta perda de material na superfície aumenta a exposição das raízes, que são sensíveis às intempéries.

Os dados obtidos na PCA mostram que as duas primeiras componentes principais somam 76% da variação total. A primeira componente explica 60.9% da variância, negativamente correlacionada com as características físicas (Areia e Silte) e químicas ( $Al^{3+}$  e m), e positivamente correlacionada com pedregulho, densidade, umidade, limite de plasticidade e limite de liquidez, MO, N,  $Ca^{2+}$ , K, P, Mg, V e SB (Figura 2). Considerando os principais atributos indicadores de acidez dos solos, sob o ponto de vista químico, o aumento do pH está mais positivamente correlacionado com a saturação em base ( $r=0.85$ ), e cuja contribuição foi negativamente correlacionado ao  $Al^{3+}$  ( $r=0.66$ ), se comparado à presença de MO ( $r=0.17$ ). Mesmo nos locais de baixo teor em MO, sua presença tem um papel importante na composição química destes solos, sobretudo em bases trocáveis como  $Ca^{2+}$  e P (Figura 1).





**Figura 2.** Biplot (eixo 1 e 2) de ordenação PCA dos caracteres químicos e físicos de substrato degradado de aterro sanitário. (SB: Soma de bases; T: Capacidade de troca catiônica à pH 7.0; t: Capacidade efetiva de troca de cátions; m: Índice de saturação de alumínio; V: Saturação de bases; LL: Limite de liquidez; Autovalores: PCA 1 = 82.2%; PCA 2 = 7.8%).

A segunda componente explica 15.5% da variância, e está positivamente correlacionado com pH, V, P,  $Mg^{2+}$ , Densidade e Pedregulho. Embora não houve uma tendência de agrupamentos entre os parâmetros físicos, na análise multivariada pode-se evidenciar que a umidade de solos construídos de aterros sanitários está mais associada a densidade do material ( $r=0.24$ ), ou seja, ao formato com que as partículas estão organizadas, do que outros componentes indicadores, como argila ( $r=0.10$ ) e/ou MO ( $r=0.04$ ). Isto confirma o quanto o manejo destes solos, em especial ao grau de compactação, pode ser um fator decisivo na manutenção da umidade para as raízes e atividades bioquímicas. Além disso, importante lembrar que, segundo OLIVEIRA *et al* (2007), avaliando o estabelecimento de plantas em substratos estéreis, a densidade, a umidade, a MO e a textura do solo são fatores determinantes da resistência mecânica de raízes. Por conseguinte, o aumento na qualidade de solos construídos de aterros sanitários visando a rápida ativação biológica das camadas superficiais pode estar relacionado à disponibilidade de nutrientes (Saarela, 2003) e de propágulos na superfície (Funk *et al.*, 2008), que retroalimentam o sistema. Neste aspecto, a redução nas atividades operacionais de manutenção, o uso de espécies vegetais mais rústicas (Parsons *et al.*, 1998), ou espécies perenes com sistema radicular superficial parece ser uma opção.

Valores altos no coeficiente de variação evidencia, em parte, a heterogeneidade na composição desses materiais, isto é comum para solo recém-construído que não atingiu estabilidade (Kwit &

Collings, 2008). Além disso, as maiores texturas, como pedregulho e areia, não só configuram a composição textural como também vinculam-se à densidade do material. Neste aspecto, sugere-se que, para as camadas mais superficiais (0-30 cm), exija-se maiores critérios no que tange a homogeneidade do material, sobretudo durante a construção e manutenção na espessura da camada superficial.

A espessura da camada de cobertura final variou de 20.45 - 38.23 cm, com CV=11.21%. Os menores valores estão possivelmente relacionados ao arraste de sedimento em períodos intensos de precipitação, pois, a área de estudo não dispõe de camada de proteção com vegetação. A espessura média da cobertura final foi de 28.98 cm e as maiores espessuras devem-se às constantes atividades de reposição. Isto pode ser um fator importante na medida em que espécies vegetais ruderais desenvolvem significativa ramificação nos primeiros 20 cm (Robinson & Handel, 1995). Neste aspecto, para manter a integridade geotécnica das camadas inferiores dos aterros sanitários atuais, reafirma-se que se utilizem plantas que desenvolvam sistema radicular em no máximo 30 cm. Assim, acrescenta-se também que o uso de espécies arbóreas não seja recomendado (Rawlinson *et al.*, 2004), e priorize espécies herbáceas e/ou arbustivas (De Mei & Di Mauro, 2006). Para tanto, é necessário reforçar a preferência de espécies nativas da região, as quais passaram por um processo de seleção ao longo de milhares de anos e, portanto, podem se adequar mais facilmente a estes substratos (Shah *et al.*, 2017; Rhman *et al.*, 2013). E manter uma diversidade mínima de espécies possibilita melhor ciclagem de nutrientes (Van Der Veken *et al.*, 2004), além de redução da perda de água via evapotranspiração (Link *et al.*, 1994). A análise multivariada de componentes principais pôde descrever propriedades físicas e químicas em relação aos processos de degradação de solos construídos de aterros. E ainda reforça a importância do manejo de construção e manutenção da cobertura final, sobretudo no papel que a densidade e a MO exercem nas pequenas profundidades (0-30cm). Contudo, valores detalhados de atributos evidencia a potencialidade do uso de solos construídos de aterros sanitários, caracterizando-o em função do processo de reelaboração de suas camadas superficiais.

### Conclusão

O solo que compõe a camada superficial de cobertura final de aterro sanitário estudado tem aspecto heterogêneo, alcalino e de baixo teor de MO. Os metais pesados não variam entre profundidades, e a alta concentração encontrada em Pb nas camadas de 0-20cm pode comprometer a atividade biótica e a manutenção de plantas. A baixa fertilidade destes solos não está associada somente a presença de bases trocáveis, mas ao conjunto de atributos, como pH, MO e umidade, que inviabilizam o estabelecimento de cobertura vegetal.

O sistema de manejo utilizado para a construção e manutenção desta camada pode interferir na densidade do solo, e está diretamente relacionado às maiores texturas, inviabilizando assim o desenvolvimento do sistema radicular. Maiores ajustes referente à composição, uso de

maquinário na construção e manutenção da última cobertura, e plantas que desenvolvem sistema radicular de no máximo 30 cm em profundidade podem representar uma solução.

### 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

- Abichou, T., Kormi, T., Yuan, L., Johnson, T., Francisco, E. (2015) Modelling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. *Waste Management*, **36**, 230-240.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1984) NBR 6459: *Determinação do Limite de Liquidez*. Rio de Janeiro, 6 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1984) NBR 6508: *Solo: Grãos de Solo que Passam na Peneira de 4,8 mm: Determinação da Massa Específica*. Rio de Janeiro, 8 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1988) NBR 7180: *Determinação do Limite de Plasticidade*. Rio de Janeiro, 3 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1988) NBR 7181: *Análise Granulométrica: Terminologia*. Rio de Janeiro, 13 pp.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., Varentes, A., Vallini, G., Duarte, E.; Cunha-Queda, A.C. (2008) Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science Total Environmental*, **406**, 1-2, 43-56.
- Andrade, J.C., Abreu, M.F. (2006) *Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais*. Campinas: IAC, 178 pp.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2009) *Resolução nº 420*. Acesso em: 17 dez. 2016, disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>.
- Barros, Y.J., Melo, V.F., Kummer, L., Souza, L.C.P., Azevedo, J.C. (2011) Physical and chemical soil quality indicators in lead mining and metallurgy area. *Semina*, **32**, 4, 1385-1404.
- Bitencourt, D.G.B., Pinto, L. F.S., Pauletto, E.A., Tavares Silva, M., Garcia, G.F. (2015) Geração de drenagem ácida e de contaminação por metais pesados em perfis de solos construídos em área de mineração de carvão. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **39**, 1821-1834.
- Blaiski, E., Tormena, C.A., Fidalski, J., Guimarães, R.M.L. (2008) Quantifying soil physical degradation through the soil penetration resistance curve. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **32**, 975-983.
- Bronick, C.J., Lal, R. (2005) Soil structure and management: a review. *Geoderma*, **124**, 3-22.
- Chan, Y. S. G., Wong, M.H., Whitton, B.A. (1991) Effects of landfill gas on subtropical woody plants. *Environmental Management*. **15**, 411-431.
- De Mei, M., Di Mauro, M. (2006) Study of some characteristic mediterranean vegetation species best suited for renaturalization of terminal-phase municipal solid waste (msw) landfills in Puglia (Southern Italy). *Acta Oecologia*, **30**, 78-87.
- Dias, L.E. (1998) *Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas*. In: DIAS, L.E.; Mello, J.W.V. *Recuperação de Áreas Degradadas*, Viçosa, MG, 1-7.

- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2002) *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Rio de Janeiro, RJ. 2ed. 370 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro, RJ. 5ed. 212 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1999) *Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*. Viçosa, MG, 5a aproximação, 359 pp.
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. (2006) *Orientações básicas para a operação de aterro sanitário*. Belo Horizonte, MG, 36 pp.
- Fuente, C. De LA., Pardo, T., Albuquerque, J.A., Martinez-Alcalá, I., Bernal, M.P., Clement, R. (2014) Assessment of native shrubs for stabilization of a trace elements-polluted soil as the final phase of a restoration process. *Ecosystems and Environment*, **196**, 103-111.
- Funk, J. L., Cleveland, E. E., Suding, K. N., Zavaleta, E. S. (2008) Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 695-703.
- Gill, M., Hauser, V. L., Horin, J. D., Weand, B. L., Casagrande, D. J. (1999) *Landfill Remediation Project Manager's Handbook*. The Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE). Brooks AFB, TX, Virginia, 148 pp.
- Hauser, V.L. (2009) *Evapotranspiration covers for landfills and waste sites*. New York, 203 pp.
- Kabata-Pendias, A. (2011) *Trace elements in soils and plants*. 4ed. Boca Raton: CRC Press, 365 pp.
- Kim, K., Owens, G. (2010) Potential for enhanced phytoremediation of landfills using biosolids - a review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 791-797.
- Kim, K.D., Lee, E.J. (2005) Potential tree species for use in the restoration of unsanitary landfills. *Environmental Management*, **36**(1), 1-14.
- Koerner, R. M., Daniel, D. E. (1997) *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. 1 ed. Virginia: ASCE Press, 256 pp.
- Kwit, C.; Collings, B. (2008) Native grasses as a management alternative on vegetated closure caps. *Environmental Management*, **41**, 929-936.
- Laueremann, A. (2008) *Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um Argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul*, Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Departamento de Ciências de Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 72 pp.
- Lehmann, A. (2006) Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*, **20**, 129-134.
- Lehmann, A.; Stahr, K. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils Sediments*, **7**(4), 247-260 pp.
- Link, S.O., Waugh, W.J., Downs, J.L. (1994) *The role of plants in isolation barrier systems*. In: Gee, G.W., Wing, N.R. In-situ remediation: scientific basis for current and future technologies. Richland: Batelle Press, 561-592.
- Oliveira, G.C., Severiano, E.C., Mello, C.R. Penetration resistance dynamics of a dark red latosol of microregion of Goiania, State of Goias, Brazil. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental*, **1**, 265-270.
- Parsons, W.F.J., Ehrenfeld, J.G.; Hangel, S.N. (1998) Vertical growth and mycorrhizal infection of woody plant roots as potential limits to the restoration of woodlands on landfills. *Restoration Ecology*, **6**(3), 280-289.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J. W. (2003) Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 294-310. 2003.
- Rahman, M. L.; Tarrant, S.; McCollin, D.; Ollerton, J. Plant community composition and attributes reveal conservation implications for newly created grassland on capped landfill sites. *Journal for Nature Conservation*, **21**, 198-205.
- Rawlinson, H., Dickinson, N., Nolanc, P.; Putwain, P. (2004) Woodland establishment on closed old-style landfill sites in N.W., England. *Forest Ecology and Management*, **202**, 265-280.

- Robinson, G.R., Handel, S.N. (1995) Woody plant roots fail to penetrate a clay-linked landfill: management implications. *Environmental management*, **19**(1), 57-64.
- Saarela, J. (2003) Pilot investigations of surface parts of three closed landfills and factors affecting them. *Environmental Monitoring and Assessment*, **84**, 183-192.
- Sére, G., Schwatz, C., Ouyard, S., Sauvage, C., Renat, T, J.C., Morei, J.L. (2008) Soil construction: a step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal Soils Sediments*, **8**, 130-136.
- 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.
- Simão, J.B.P., Siqueira, J.O. (2001) Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. *Informe Agropecuário*, **22**, 18-26.
- Van Der Veken, S., Verheyen, K., Hermy, M. (2004) Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora*, **199**, 516-523.
- Zar, J.H. (1998) *Biostatistical analysis*. 4 ed. New Jersey, Prentice-Hall, 939 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## PRODUÇÃO DE MATERIAIS RENOVÁVEIS UTILIZANDO BIOMASSA AGROINDUSTRIAL (SOJA) POR MEIO DE REATOR TERMOQUÍMICO

Fabrcio Machado Silva<sup>1</sup>  
Luciana Rezende Alves de Oliveira<sup>1</sup>  
\* Marcelo Mendes Pedroza<sup>2</sup>  
Aymara Gracielly Nogueira Colen<sup>2</sup>  
Pedro Henrique Borges do Amaral<sup>2</sup>  
Marcel Sousa Marques<sup>2</sup>

## PRODUCTION OF RENEWABLE MATERIALS USING AGROINDUSTRIAL BIOMASS (SOYBEAN) BY MEANS OF THERMO-CHEMICAL REACTOR

Recibido el 5 de junio de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

### Abstract

*Among the most abundant lignocellulosic residues in the Brazilian agribusiness, soybean hull stands out. In Brazil, the cultivation of soy represents 57.2% of the total area cultivated with grains, being the second largest world producer in grains, which reached a production of 95.4 million tons in the 2015/2016 harvest. It is estimated that the soybean crop produces about 2,700 t of waste for every 1,000 t of processed grains. The present work aims to effect the thermal degradation of soybean husk and bran for the production of bioproducts (bio-oil and activated carbon), the latter being used in the manufacture of filters for the removal of chlorine from the water supply. Pyrolysis was carried out in a fixed bed reactor with temperatures ranging between 500 and 700 °C. The following process variables were studied: temperature, heating rate, inert gas flow and reaction time. The moisture content of the husk was 3.71% and 9.89% for the bran. The content of volatile material in the husk (90.02 %) was quite expressive, as well as the bran (84.21%). The products generated during the pyrolysis tests were: solid fraction (husk-30.0%; bran-28.33%) and liquid (husk-47.19%; bran-43.70%), with potential for commercial / industrial use. The activated carbon obtained from the two residues (husk and bran) was efficient in the process of removing chlorine from the water supply. The efficiency in the removal of chlorine in a filtration system with coal in this research was 100% over the monitored period.*

**Keywords:** reuse, technological routes, waste.

<sup>1</sup> Departamento de Química, Laboratório de Resíduos Químicos, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Meio Ambiente, Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN), Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins (IFTO), Palmas, Tocantins, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Meio Ambiente, Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) do Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins (IFTO), Palmas – Tocantins, CEP: 77021-090, Brasil. Email: [mendes@ifto.edu.br](mailto:mendes@ifto.edu.br)

## Resumo

Dentre os resíduos lignocelulósicos mais abundantes da agroindústria brasileira, destaca-se a casca de soja. No Brasil, o cultivo da soja representa 57.2% da área total cultivada com grãos, sendo o segundo maior produtor mundial em grãos, que atingiu a produção de 95,4 milhões de toneladas na safra 2015/2016. Estima-se que a cultura da soja produza cerca de 2.700 t de resíduos para cada 1 000 t de grãos processados. O presente trabalho tem como objetivo efetuar a degradação térmica da casca e farelo da soja para a produção de bioprodutos (bio-óleo e carvão ativado), sendo este último empregado na confecção de filtros para a remoção de cloro de água de abastecimento. A pirólise foi realizada em reator de leito fixo com temperaturas variando entre 500 e 700 °C. Foram estudadas as seguintes variáveis de processo: temperatura, taxa de aquecimento, vazão de gás inerte e tempo de reação. O teor de umidade da casca foi de 3.71% e 9.89% para o farelo. O teor de material volátil da casca (90.02%) foi bem expressivo assim como o do farelo (84.21%). Os produtos gerados durante os ensaios de pirólise foram: fração sólida (casca-30.0 %; farelo-28.33 %) e líquida (casca-47.19%; farelo-43.70%), possuindo potencial para utilização comercial/industrial. O carvão ativado obtido a partir dos dois resíduos (casca e farelo da soja) foi eficiente no processo de remoção de cloro da água de abastecimento. A eficiência na remoção de cloro em sistema de filtração com o carvão dessa pesquisa foi de 100 % ao longo do período monitorado.

**Palavras chave:** aproveitamento, rotas tecnológicas, resíduos.

## Introdução

Atualmente, a produção de biocombustíveis vem gerando uma grande importância para o cenário global. A geração de energia através da queima de combustíveis fósseis, tais como o petróleo e o carvão mineral, produzem uma grande emissão de gases de efeito estufa, além de produzir resíduos que são descartados indevidamente e que poluem o meio ambiente (Bridgwater, 2012; Pedroza *et al.* 2017).

Além disso, a própria extração desses combustíveis fósseis é um processo que agride o ambiente, contaminando lençóis freáticos, rios, solos e oceanos, fazendo com que o processo de recuperação das áreas afetadas seja trabalhoso e os custos de investimentos dessa extração sejam ainda maiores (Freitas e Silva, 2008). Outro ponto desfavorável em relação aos combustíveis fósseis é o fato de serem recursos esgotáveis, e o consumo crescente nos últimos anos de petróleo e carvão faz com que se tornem cada vez mais escassos na natureza (International Energy Agency, 2017).

Tendo em vista esses fatores, investigar alternativas para a produção de uma energia sustentável é essencial para reduzir esses impactos na natureza. Os biocombustíveis surgem como uma alternativa viável para substituir esses combustíveis fósseis (Freitas e Silva, 2008), e por isso as pesquisas nessa área vem crescendo nos últimos anos, e um dos processos que tem demonstrando eficiência na produção de biocombustíveis é o aproveitamento de resíduos através da pirólise de biomassa.

O uso dos resíduos de produção agrícola tem tomado grande parte do estudo do uso de biomassas, visto que a agricultura é uma das principais bases na economia do país tornando-se viável e vantajoso esses estudos direcionando a resíduos agrícolas. De acordo com a EMBRAPA SOJA (2017), o Brasil é o segundo maior produtor de soja do mundo, tendo base que na colheita de 2015/2016 colheu-se cerca de 95.63 toneladas de soja no Brasil, destacando os estados de Mato Grosso (maior produtor), Paraná (segundo maior produtor), Rio Grande do Sul, Bahia, Pernambuco, Maranhão e Tocantins (EMBRAPA Soja, 2017).

Os processos de produção de derivados da soja, processos esses como a moagem secagem e peletização produzem além de um grão limpo para a comercialização, uma série de resíduos como a casca e o farelo, muito usado na ração para gado, que por sua vez pode ser bem aproveitado no estudo do uso com biomassa (Pukasiewicz, 2004). Os resíduos agrícolas da cultura da soja apresentam em suas constituições ótimas fibras que podem ser aproveitadas em processos térmicos como a pirólise, produzindo biocombustíveis de alta qualidade.

No Brasil, a agricultura voltada para o plantio de soja representa cerca de 57.2% da área total cultivada com grãos, mostrando-se como o segundo maior produtor mundial, que atingiu a produção de 95.4 milhões de toneladas na safra 2015/2016, contribuindo com aproximadamente US\$ 3.8 bilhões em exportações sob a forma de soja triturada, casca e farelo de soja, óleo de soja bruto e óleo refinado (Silva, 2019). A produção de grãos no Estado do Tocantins representa uma quantia aproximada de 3,5 milhões de toneladas de grãos, destacando-se assim a soja como o principal grão cultivado, apresentando uma produção estimada de 2.22 milhões de toneladas produzidas em 2013/2014 (CONAB, 2014). O resíduo da produção de soja (casca) possui uma fração de massa substancial de 7 a 8% da massa total contida no grão, demonstrando-se como o maior subproduto gerado na indústria de processos de soja (Ferrer *et. al.*, 2016).

A pirólise é definida como o processo de conversão termoquímica de uma cadeia de carbono, no qual a decomposição da matéria ocorre por um aumento da temperatura do sistema. É capaz de converter materiais em produtos altamente sustentáveis como o biocarvão, bio-óleo e o biogás. Durante o processo, a biomassa sofre um conjunto muito complexo de reações químicas como: craqueamento, eliminação, adição, substituição e polimerização das substâncias. Tal processo tem sido amplamente utilizado na obtenção de combustíveis por meio de resíduos de biomassa de produções agrícolas, ou até mesmo em resíduos industriais ou urbanos. O que faz com que a pirólise seja uma alternativa sustentável para o tratamento desses resíduos e, além disso, para a obtenção de energia limpa, tendo em vista pela disponibilidade destes recursos. Por conta de sua eficiência e sua sustentabilidade, o processo da pirólise vem sendo cada vez mais estudado, e novas tecnologias que por sua vez surgem para melhorar sua eficiência energética na produção dos combustíveis gerados (Pedroza *et al.*, 2014).



A utilização de subprodutos residuais como fonte de matéria-prima na obtenção de biocombustíveis através da aplicação do processo térmico, mostra-se como uma alternativa ecoeficiente, tendo como principal ganho ambiental a diminuição do lançamento inadequado de resíduos no meio ambiente local, assim como, na obtenção de produtos dotados de valor econômico, como o bio-óleo e gases combustíveis, reintegrando os resíduos que seriam descartados sem nenhum aproveitamento energético em fonte de energia de processos (Pedroza *et al.*, 2010).

A utilização de subprodutos residuais como fonte de matéria-prima na obtenção de biocombustíveis através da aplicação do processo térmico, mostra-se como uma alternativa ecoeficiente, tendo como principal ganho ambiental a diminuição do lançamento inadequado de resíduos no meio ambiente local, assim como, na obtenção de produtos dotados de valor econômico, como o bio-óleo e gases combustíveis, reintegrando os resíduos que seriam descartados sem nenhum aproveitamento energético em fonte de energia de processos (Pedroza *et al.*, 2010).

A utilização de subprodutos gerados a partir de toda cadeia produtiva da agricultura mostra-se como uma excelente alternativa para diminuir a utilização de recursos naturais intensamente explorados, uma vez que, a utilização de resíduos lignocelulósicos contidos na biomassa vegetal para fins energéticos ou bioprodutos demonstram uma real fonte de produção de novos materiais de alto desempenho, com uma aplicação comercial/industrial promissora (Nascimento *et al.*, 2017).

A investigação dos diferentes equipamentos e sistemas para o processo de pirólise é de grande importância para desenvolver e modelar uma tecnologia que seja capaz de superar os diferentes equipamentos e técnicas disponíveis no mercado atual. Os reatores químicos são muito empregados como rotas da conversão termoquímica da biomassa. Eles são projetados para conter reações químicas de interesse em uma escala industrial. São capazes de processar reações químicas com maior eficiência gerando um alto rendimento do produto (Brossard *et al.*, 2003).

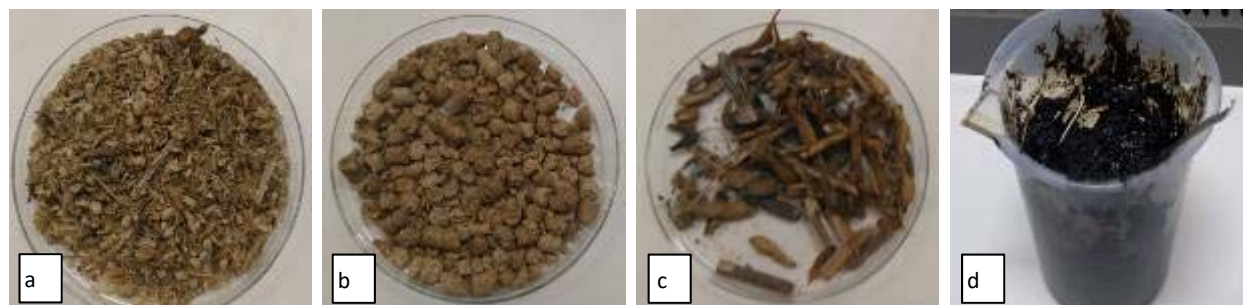
Esse trabalho tem como objetivo avaliar o funcionamento de um reator de leito fixo durante o processo de degradação térmica de resíduos da indústria da soja da região do MATOPIBA (Brasil), visando à produção de bio-óleo e carvão ativado, sendo este último empregado na adsorção de cloro residual de água de abastecimento.

## Metodologia

### Coleta de biomassa

A coleta da amostra de casca e farelo da soja foi realizada no mês de Abril de 2017 no setor agroindustrial de Porto Nacional - TO. Para a coleta dos resíduos proveniente da indústria da soja

foi utilizado um balde de 10 litros que serviu de recipiente temporário para o armazenamento do material. Cerca de 6 kg de material foi coletado e transportado até o Laboratório de Inovação e Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) do Instituto Federal do Tocantins (IFTO) - Campus Palmas, conforme Figura 1.



**Figura 1.** Resíduos da Indústria da Soja: a) Casca; b) Farelo; c) Vagem; d) Lodo industrial.

#### Plano de Amostragem – Codificação

O plano de amostragem-codificação foi definido conforme a Tabela 1, que estabelece uma identificação para os resíduos da soja de acordo com granulometria da amostra. Para obter a granulometria desejada, as amostras foram trituradas através de um liquidificador industrial de baixa rotação.

**Tabela 1.** Codificação das amostras dos resíduos da indústria da soja.

CS	Casca de Soja	CS 1	Normal ( <i>In Natura</i> )	CS 1.1	Mesh 09
				CS 1.2	Mesh 14
	CS 2	Seco	CS 2.2	Mesh 09	
			CS 2.1	Mesh 14	
FS	Farelo de Soja	FS 1	Normal ( <i>In Natura</i> )	FS 1.1	Mesh 09
				FS 1.2	Mesh 14
	FS 2	Seco	FS 2.2	Mesh 09	
			FS 2.1	Mesh 14	

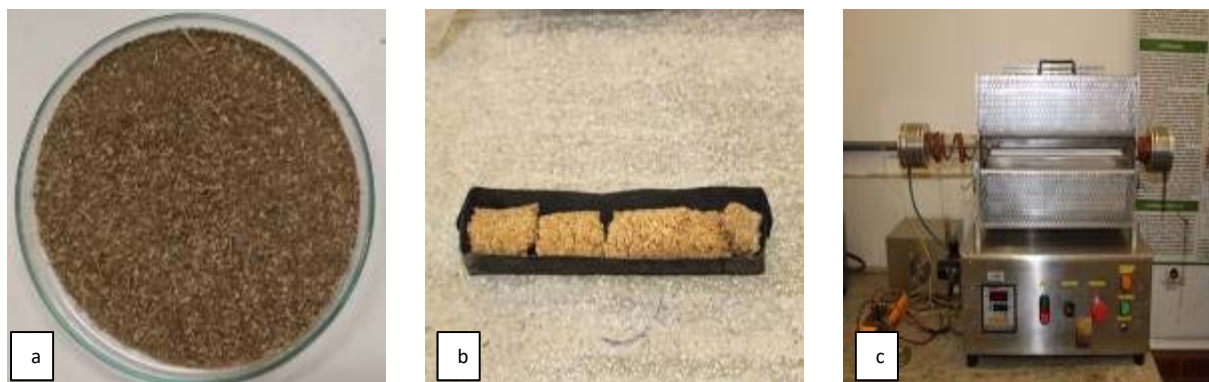
Logo após, as amostras foram peneiradas em peneiras com abertura de 2,00 mm em TYLER/MESH 9 e também em TYLER/MESH 14 com abertura de 1,18 mm, obtendo-se assim, possibilidades distintas para a análise do resíduo. O processo de peneiramento garante uma melhor homogeneidade do material, além de favorecer as análises procedimentais e garantir melhores resultados.

### Análises Imediatas

A umidade dos resíduos foi determinada de acordo com a norma ASTM 3173, os teores de material volátil e cinzas segundo a norma ASTM 2415 e o carbono fixo foi obtido por diferença.

### Fabricação de Briquetes para o processo de pirólise

A fim de atingir resultados mais eficientes no processo pirolítico e concentrar a energia disponível da biomassa, foi feita a secagem e briquetagem da amostra do farelo e casca de soja. Os briquetes foram produzidos artesanalmente (Figura 2 – a; b), de forma a garantir um maior controle e autonomia no processo da produção. Utilizando um béquer de 600 mL, foram mensurados 500 mL da amostra FS 2.2 e CS 2.2, em seguida foram pesadas as biomassas com o auxílio de um béquer em uma balança digital de forma a obter o peso equivalente em gramas da biomassa.



**Figura 2.** Obtenção de Briquetes artesanamente: a) preparação da amostra homogeneizada; b) produção de briquetes artesanais para o reator; c) reator de leito fixo.

Em seguida, transferiu-se a biomassa a um recipiente de plástico de capacidade igual a 9 litros, e acrescentou-se junto à amostra, 500 mL de água destilada que serviu para formar a liga do material. Para atingir o ponto ideal de homogeneidade do composto, a massa foi misturada utilizando as mãos protegidas de luvas, fazendo movimentos circulares e verificando sua liga. Foram acrescentados em seguida 100 mL de água destilada para atingir o ponto ideal para montagem dos briquetes. Posteriormente, o material ficou em repouso por um período de 30 minutos e por fim foi introduzido no reator (Figura 2 – c).

### Sistema e Ensaios de Pirólise

O sistema de pirólise consistiu em duas partes fundamentais: o reator químico de leito fixo e o sistema de condensação. O reator foi projetado e desenvolvido no Laboratório de Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade e Energia (LARSEN), ele é composto por uma câmara de aquecimento na qual abriga o tubo de quartzo que contém dois flanges em suas extremidades, cuja finalidade é de fazer a vedação do interior do tubo. Além disso, os flanges possuem saídas que permitem a passagem do gás de arraste. O tubo comporta a amostra e garante a atmosfera inerte necessária para o processo de pirólise. Nos ensaios de pirólise foi empregado o gás nitrogênio como gás de arraste de vapores do sistema. A câmara de aquecimento está situada sobre uma partição que comporta o sistema elétrico e o sistema de automação do reator. O reator é alimentado com voltagem de 220V e possui uma temperatura máxima (pico) de 1200 °C. A representação do reator e suas especificações são descritas a seguir.

Foram observadas perdas de temperatura significativas nas extremidades do tubo de quartzo durante o processo de montagem do sistema de pirólise. Adotou-se então, uma medida para compensar essa diminuição na temperatura do tubo durante os ensaios de pirólise. Foi instalado um sistema de resistências elétricas na forma de serpentina de modo que circundam o tubo de quartzo nas suas extremidades. As resistências são alimentadas juntamente ao sistema elétrico do reator através da fonte de alimentação. Para monitorar a temperatura no tubo utilizou-se um multímetro digital ligado em um dos flanges.

O sistema de condensação é composto por um Condensador Friederich, que condensa o gás que é liberado durante a pirólise da biomassa no tubo de quartzo, e um Kitassato de 1000 mL, que armazena o bio-óleo que escoar pela serpentina do condensador e expelir o gás de arraste através de uma saída lateral. O resfriamento do condensador era feito através de uma Moto-Bomba de Aquário cuja função era realizar a circulação da água de resfriamento na câmara maior do condensador, sendo submersa em um recipiente com capacidade de 1 litro. O condensador e o kitassato são sustentados por garras acopladas em um suporte de ferro.

### Planejamento Experimental para casca e farelo de soja

Os ensaios de pirólise realizados com casca de soja foram realizados com e sem ativação conforme foram estabelecidos 3 parâmetros (Temperatura; Taxa de aquecimento e Tempo de Processo) de modo a avaliar diferentes condições nas análises experimentais (com e sem ativação) da biomassa em estudo no reator como pode ser observado na Tabela 2.

Os ensaios para a conversão termoquímica com o farelo de soja foram realizados de forma a avaliar simultaneamente diversos parâmetros de controle no processo, e também otimizar os experimentos quali-quantitativamente. Estabeleceu-se o Planejamento Fatorial  $2^{4-1}$  como ferramenta estatística. Foram estabelecidos 4 parâmetros de modo a avaliar diferentes condições

nas análises experimentais: Temperatura; Taxa de aquecimento; Vazão Inerte; Tempo de Pirólise. Foram realizados 8 ensaios experimentais como pode ser observado na Tabela 3.

**Tabela 2.** Parâmetros para Ativação Termoquímica (no Reator) para Casca de Soja em ensaios sem/com ativação.

Ensaio sem ativação	Temperatura (°C)	Taxa de Aquecimento (°C/min)	Tempo (min)
1	500	30	30
2	500	30	30
3	500	30	30
Ensaio com ativação	Temperatura (°C)	Taxa de Aquecimento (°C/min)	Tempo (min)
1	700	20	30
2	700	20	30
3	700	20	30

**Tabela 3.** Parâmetros para Planejamento Experimental 2<sup>4-1</sup> (no Reator) para farelo de soja.

Ensaio	Temperatura (°C)	Taxa de Aquecimento (°C/min)	Vazão do Gás (mL/min)	Tempo (min)
1	500	10	1	30
2	550	10	1	60
3	500	20	1	60
4	550	20	1	30
5	500	10	4	60
6	550	10	4	30
7	500	20	4	30
8	550	20	4	60

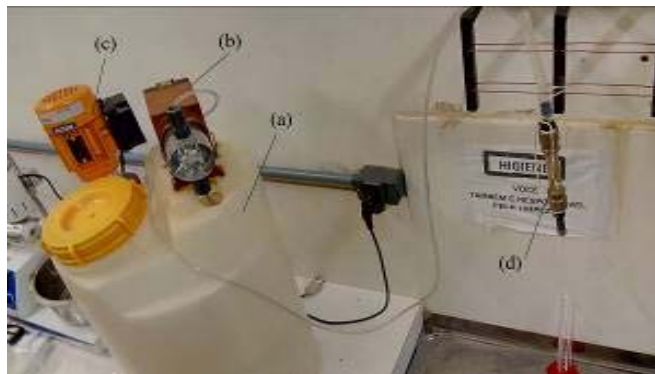
### Fabricação de Filtro Sustentável

Com o intuito de investigar a aplicação industrial dos produtos obtidos, foram realizados testes de adsorção dos carvões obtidos nessa pesquisa. Os testes foram feitos em filtros descendentes fabricados artesanalmente no LARSEN/IFTO, sendo desenvolvidos dois ensaios distintos, de forma a avaliar a eficiência do meio filtrante utilizando o carvão produzido na pirólise de casca (teste de azul de metileno) e farelo de soja (remoção de cloro residual de água de abastecimento).

O primeiro ensaio realizado foi utilizado como meio filtrante o carvão da casca de soja, a fim de tratar efluentes de indústrias de corantes e pigmentos. Uma solução precursora para as análises futuras foi empregada, sendo composta a partir de água destilada e uma concentração de 1.75 mg/L de azul de metileno. O meio filtrante foi armazenado no interior do tubo PVC, e foi isolado com uma tela de tecido para garantir que o conteúdo do filtro não fosse carregado com o efluente. O conteúdo filtrante foi constituído de algodão hidropônico, areia e carvão; o algodão

foi distribuído nas extremidades do tubo PVC, entre o algodão foi depositado areia em granulometria obtida em MESH 14, criando uma camada de areia de 7.25 g, 4.85 g de carvão foram depositadas sob a camada de areia formando uma camada de carvão, uma segunda camada de areia (com a mesma da primeira camada) foi adicionada de forma a preencher o espaço do tubo de PVC fechando o conteúdo filtrante com o algodão hidropônico.

No teste de remoção de cloro de água de abastecimento empregando o carvão obtido a partir do farelo da soja foi empregado um sistema constituído dos seguintes componentes: (a) reservatório do efluente, (b) bomba peristáltica, (c) motor-agitador do efluente e (d) filtro de carvão. O transporte de líquidos foi realizado por tubulação de silicone (Figura 3).



**Figura 3.** Sistema de Filtração de Efluentes.

O reservatório do efluente foi montado a partir de um galão com capacidade de 100 litros. O motor-agitador e a bomba peristáltica foram acoplados na parte superior do galão a fim de permitir acesso do efluente para o sistema. A alimentação do filtro foi controlada pela vazão programável da bomba que permitiu avaliar a eficiência do filtro mediante a vazão do efluente.

Os filtros foram fabricados a partir de um tubo de PVC com 20 mm de diâmetro e 12cm comprimento, com conexões 'luva' nas extremidades do tubo e conexões 'bico de torneira' de plástico para melhor vedação dos tubos de silicone. Além disso, fita veda rosca foi aplicada em torno das conexões para garantir que os líquidos não vazassem do sistema.

Esse segundo ensaio, realizado com o farelo da soja, foi analisado a eficiência de filtração de cloro em uma solução com água destilada com uma concentração de 1.8 mg/L de cloro. A constituição do meio filtrante foi fabricada conforme a metodologia do primeiro ensaio, sendo realizado o monitoramento do sistema ao longo do tempo. As vazões empregadas nesse teste variaram entre 4 e 10 mL/min, sendo operado durante aproximadamente 250 horas em regime contínuo.

## Resultados

### Análises Imediatas

Os dados de umidade, cinzas, materiais voláteis e carbono fixo dos dois resíduos da indústria da soja, empregados nessa pesquisa, estão apresentados na Tabela 4. Vale aqui destacar que tais resíduos foram usados separadamente no processo de pirólise para a produção de carvão e óleos combustíveis.

**Tabela 4.** Análises físicas dos resíduos da indústria da soja.

Resíduo	Umidade (%)	Cinzas (%)	Material Volátil (%)	Carbono Fixo*
Casca de Soja	3.71	6.25	90.02	0.2
Farelo de Soja	9.89	5.80	84.21	0.1

\*Cálculo por diferença

As análises imediatas são extremamente importantes para se conhecer as composições características dos resíduos em estudo. Pode-se perceber que a casca possui considerável quantidade de material volátil que corresponde a matéria orgânica da biomassa, sendo interessante para aplicação como biocombustíveis líquidos e/ou sólidos. A determinação do teor de umidade auxilia na avaliação do consumo energético durante o processo de pirólise. Isso implicará aumento no custo total de processamento, conduzindo, assim, à necessidade de secagem prévia da biomassa (ALEXANDRE, 2013; COLEN, 2011). O teor de material volátil da casca da soja (90.02 %) foi bem superior aos encontrados para outras biomassas tais como casca de arroz (82 %) (RODRIGUES, 2019) e sabugo de milho (88 %) (MACHADO, 2019), indicando que a casca da soja é um excelente precursor para a produção de carvão ativado e bio-óleo através do processo de pirólise.

### Rendimento dos Materiais Renováveis

Os resultados dos ensaios de pirólise estão apresentados nas Tabelas 5 e 6. Os rendimentos de sólidos dos produtos gerados no reator de leito fixo foram analisados de acordo com a massa que não foi arrastada pelo gás nitrogênio e permaneceu no interior do tubo de quartzo, os rendimentos líquidos foram contabilizados a partir da massa condensada que permaneceu no Kitassato. Os gases não condensáveis não foram analisados para fins de rendimento, no entanto eles foram contabilizados a partir da diferença dos produtos sólidos e líquidos.

Nos testes com a casca de soja, os rendimentos de sólidos compõem-se do teor de cinzas e matéria orgânica não degradada (carvão), os resultados apontam uma média de 30.03% com variação de 1.7%, ou seja, independentemente das condições nos ensaios de pirólise os rendimentos sólidos são praticamente constantes. Para os rendimentos líquidos (bio-óleo e extrato-ácido) obteve-se uma média de 47.19 %. O rendimento médio de gases foi de 22.78 %.

**Tabela 5.** Rendimento dos Materiais Renováveis (Casca de Soja).

Ensaio/ Produto	Rendimentos (%)		
	Bio-óleo + Extrato (%)	Carvão (%)	Gases (%)
1	46.74	29.86	23.40
2	40.94	32.00	27.06
3	53.89	28.22	17.89
Média	47.19	30.03	22.78

**Tabela 6.** Rendimento dos Materiais Renováveis (Farelo de Soja).

Ensaio/ Produto	Rendimentos (%)		
	Bio-óleo + Extrato (%)	Carvão (%)	Gases (%)
1	43.48	28.22	28.30
2	46.33	28,86	24.81
3	57.09	28.62	14.05
4	53.71	27.19	19.01
5	66.58	28.40	5.02
6	42.19	28.13	29.68
7	32.92	28.76	38.32
8	41.13	28.48	30.39

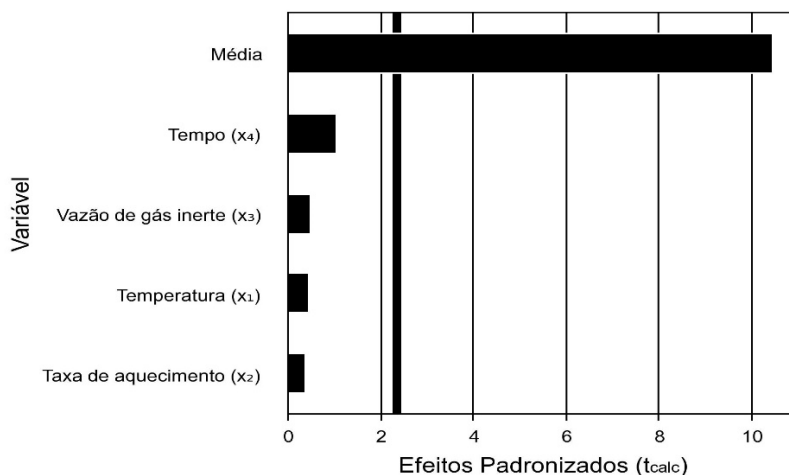
Durante a pirólise do farelo da soja, foi percebido que o potencial de produção de produtos líquidos e gasosos pode variar significativamente a depender das condições empregadas durante os ensaios de pirólise. O maior rendimento líquido foi observado no ensaio 5 (66.58%), sendo esse operado nas condições: temperatura do reator 500 °C; vazão de inerte 4 mL/min; tempo de reação de 60 min; taxa de aquecimento de 10 °C/min. O menor rendimento líquido (32.92 %) foi observado no ensaio 7, obtido com as condições experimentais: temperatura do reator de 500 °C; vazão de gás de 4 mL/min; tempo de reação de 30 min; taxa de aquecimento de 20 ° C/min.

O diagrama de Pareto gerado (Figura 4) a partir dos dados do planejamento fatorial  $2^{4-1}$  durante a pirólise do farelo da soja indica que os fatores aqui estudados (temperatura, taxa de aquecimento, vazão de inerte e tempo de reação) não apresentaram efeito significativo durante a produção de líquidos no processo aqui adotado, observando os limites adotados para variável de processo estudada.

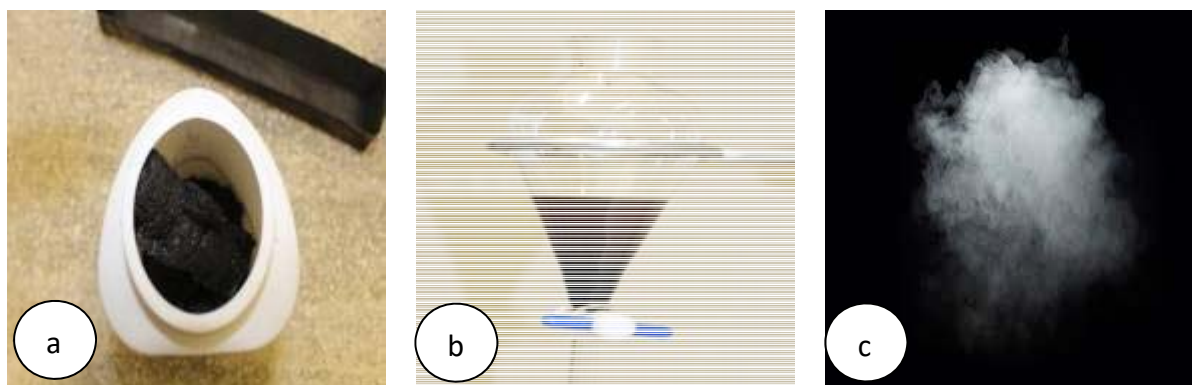
A Figura 5 apresenta a formação dos principais produtos da pirólise de resíduos da indústria da soja: (a) carvão, (b) bio-óleo e extrato ácido e (c) fração gasosa. Quando feita a comparação entre as quantidades de bio-óleo obtidos nessa pesquisa com os dois resíduos empregados, é possível informar um maior valor do combustível a partir do farelo da soja (valor máximo de 67 %) em



relação ao valor obtido na pirólise da casca (47 %). Isso indica que o farelo da soja é constituído de uma maior quantidade de compostos químicos que podem entrar em decomposição térmica, gerando em seguida uma maior quantidade de condensáveis.



**Figura 4.** Representação do Diagrama de Pareto obtido do planejamento fatorial  $2^{4-1}$  para a obtenção de líquidos a partir da pirólise de farelo da soja.



**Figura 5.** Produtos do Processo Termoquímico: a) fração sólida (carvão); b) fração líquida (oleosa + aquosa); c) fração gasosa.

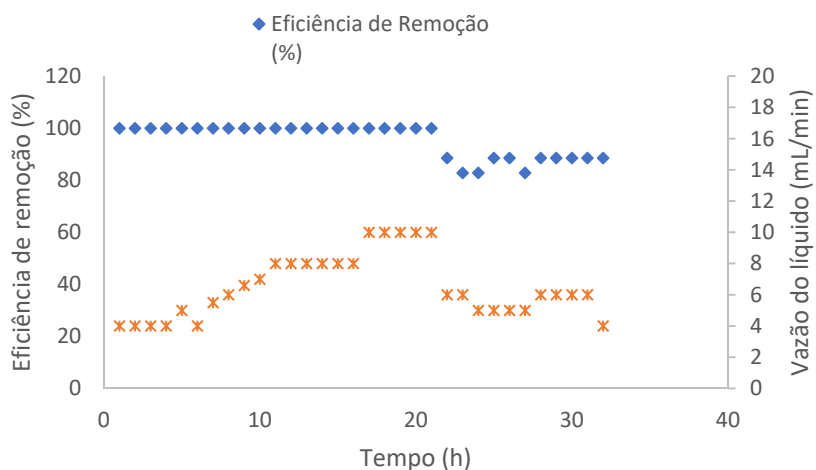
### Filtro Sustentável de Carvão Ativado

A grande geração de resíduos, em decorrência do aumento das mais variadas tipologias industriais, tornou-se um grave problema ambiental e de logística das empresas devido a sua grande produção, levando o setor industrial a desenvolver novas técnicas relacionadas ao manejo e destinação final de seus resíduos, atendendo assim as suas diretrizes e normativas ambientais vigentes (Correia, 2013).

A Figura 6 apresenta as etapas de construção de filtro sustentável feito com a fração sólida produzida no processo termoquímico. A Figura 7 mostra os resultados do teste de remoção de azul de metileno em coluna de filtração empregando o carvão obtido a partir da casca da soja.



**Figura 6.** Processo de Construção de Filtro Sustentável com Carvão Ativado da Casca e do Farelo da Soja.



**Figura 7.** Monitoramento de Eficiência de Remoção de azul de metileno de Filtro Sustentável (Casca de Soja).

A determinação do índice de azul de metileno é uma avaliação de extrema importância neste processo de caracterização, visto que avalia a eficiência de adsorção do carvão produzido a partir do sabugo de milho e informa a respeito da mesoporosidade do material adsorvente (PEDROSA *et al.*, 2019). O filtro apresentou uma remoção máxima nas primeiras 18 horas de operação do sistema operando à uma vazão média de 6.4 mL/min. Observa-se também um decaimento da

eficiência de remoção devido a saturação do carvão. A menor eficiência observada foi de 82 % com o tempo de operação de 25 h.

Rahman *et al.* (2012) estudaram a remoção do corante azul de metileno em um filtro descendente constituído por carvão ativado produzido a partir da pirólise de casca de arroz, verificando o efeito da vazão avaliada na remoção do corante, sendo empregados três níveis para os fluxos: 1.0, 1.4 e 1.8 mL/min. De acordo com os dados da pesquisa, a eficiência da remoção observada diminui com o aumento da vazão. E esse fenômeno pode dever-se ao fato de que, quando a velocidade de fluxo do corante era menor, maior o tempo de contato do azul de metileno com a superfície ativa do adsorvente.

A água fornecida pela concessionária é rica em aditivos, dentre eles o cloro, que interfere na produção alimentícia e se faz, portanto, necessária a utilização de métodos de purificação eficazes para eliminação deste interferente. Para isso, uma parte do processo é a passagem da água por um filtro contendo carvão ativado para retirada do cloro e outros interferentes. O custo de produção dos carvões ativados é considerado relativamente alto. A sua utilização no processo de descloração da água representa um importante gasto na indústria de alimentos. Apesar de ser bastante utilizado nos sistemas de tratamento de água em todo país, o cloro é um desinfetante que pode ser danoso a alguns processos industriais, ou mesmo indesejável para o consumo humano em níveis superiores a 2.0 mg/L (MACHADO, 2019). A Figura 8 mostra a eficiência de remoção de cloro em água de abastecimento empregando coluna de filtração constituída de carvão obtida da pirólise de farelo de soja.

A partir desta análise foi demonstrado a eficiência do carvão ativado obtido da biomassa farelo de soja, comprovando a eficiência na adsorção do cloro residual presente no líquido, tratando um volume considerável de água de abastecimento clorada em torno do limite máximo permissível (2 mg/L) estabelecido pelo Ministério da Saúde para água de abastecimento público, tornando-a isenta de aditivo clorado.

Os resultados do processo de remoção de cloro de água de abastecimento adotado nessa pesquisa apontam para um novo mercado de produção de carvão ativado proveniente de biomassa residual.

Segundo Machado (2019), o mercado global de carvão ativado foi avaliado em estações de tratamento de água devido a subsídios governamentais, sendo gasto mais de US \$ 3.0 bilhões em 2015 com o produto. O insumo é empregado em várias atividades industriais, destacando, purificação de ar, remediação de águas subterrâneas, limpeza de derramamentos, tratamento de água e efluentes, etc.

## Conclusão

O maior rendimento de carvão ativado a partir da pirólise do farelo da soja foi de 29 %. Os fatores empregados durante a pirólise do material não apresentaram efeitos significativos para a produção de carvão, indicando que a planta de pirólise pode ser operada nas condições de menor custo energético.

O carvão ativado obtido da pirólise do farelo de soja foi muito eficiente no processo de descloração da água de abastecimento. A eficiência na remoção de cloro em sistema de filtração com o carvão dessa pesquisa foi de 100 % ao longo do período monitorado (210 horas ininterruptas de operação). Esses resultados obtidos corroboram de forma positiva, indicando o potencial da utilização do carvão ativado do material precursor, para produção de filtros de carvão ativado em indústrias de bebidas e alimentos, destacando a viabilidade técnica do uso do mesmo, substituindo assim as matérias primas tradicionais empregadas na produção de material adsorbente.

Quando são comparadas as quantidades de bio-óleos obtidos com a utilização dos dois resíduos aqui estudados, percebe-se que o farelo produziu um maior rendimento do biocombustível, indicando que esse resíduo em questão é constituído de uma maior quantidade de compostos orgânicos que são degradados termicamente para a geração de substâncias condensáveis e não condensáveis.

## Referências bibliográficas

- Alexandre, G. P. (2013) *Avaliação da produção de bio-óleo por termocatálise com óxido de cálcio de lodo de esgoto doméstico*. Dissertação (Mestrado em Agroenergia), Programa de Pós-Graduação em Agroenergia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 124 pp.
- Bridgwater, A. (2012) Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, **38**(1), 68-94. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.048>
- Colen, A. G. N. (2011) *Caracterização físico-química e química do lodo de esgoto para aplicação como fonte de energia em processo de pirólise*. Dissertação (Mestrado em Agroenergia), Programa de Pós-Graduação em Agroenergia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 159 pp.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. (2014) Acompanhamento da safra brasileira de grãos. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>
- Correia, L. A. R. (2013) *Estudo do processo de pirólise para aproveitamento sustentável do lodo digerido doméstico*. Dissertação (Mestrado em Agroenergia), Programa de Pós-Graduação em Agroenergia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 159 pp.
- EMBRAPA SOJA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2017) *Soja e Números (safra 2016/2017)*. Disponível em: <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos&gt>
- Ferrer, A., Salas, C., Rojas, O. J. (2016) Physical, thermal, chemical and rheological characterization of cellulosic microfibrils and microparticles produced from soybean hulls. *Industrial Crops and Products*, **84**(1), 337-343. doi: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.02.014>
- Freitas, T. F. S., Silva, P. R. F. (2008) Biodiesel: o ônus e o bônus de produzir combustível. *Ciência Rural*, Santa Maria, **38**(1), 843-851. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782008000300044>

- International Energy Agency (2017) *Oil Market Report: World Oil Demand*. Disponível em: <https://www.iea.org/oilmarketreport/omrpublic/#search=%22%22world%20oil%20supply%20and%20demand%22%22>
- Machado, P. R. S. (2019) *Prospecção de bioprodutos a partir da degradação termoquímica do sabugo de milho visando aplicação industrial*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 112 pp.
- Mesa, J. M., Rocha, J. D., Olivares, E., Barboza, L. A., Brossard, L. E., Junior; L. E. B. (2003) Pirólise Rápida Em Leito Fluidizado: Uma Opção Para Transformar Biomassa Em Energia Limpa. *Analytica*, **1**(4), 32-36.
- Nascimento, P. F. P., Sousa, J. F., Oliveira, J. A., Possa, R. D., Santos, L. S., Carvalho, F.C., Ruiz, J. A. C., Pedroza, M. M., Bezerra, M. B. D. (2017) Wood sawdust and sewage sludge pyrolysis chars for CO<sub>2</sub> adsorption using a magnetic suspension balance. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, **95**(1), 2148-2155. doi: <https://doi.org/10.1002/cjce.22861>
- Pedrosa, A. L., Pedroza, M. M., Cavallini, G. S. (2019) Post-treatment of paint industry effluents by filtration using Andropogon biochar (Andropogon gayanus Kunth cv. Planaltina). *Environmental Science and Pollution Research*, **17**(1), 1-10. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06463-6>
- Pedroza, M. M. (2010) Balanço energético da pirólise de lodo de esgoto: uma abordagem das propriedades termodinâmicas do processo, *Congresso Brasileiro De Engenharia Química*, Foz do Iguaçu Brasil.
- Pedroza, M. M., Sousa, J. F., Vieira, G. E. G., Bezerra, M. B. D. (2014) Characterization of the products from the pyrolysis of sewage sludge in 1 kg/h rotating cylinder reactor. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, **105**(1), 108-115. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.10.009>
- Pedroza, M. M., Sousa, J. F., Vieira, G. E. G., Bezerra, M. B. D. (2017) Bio-oil and biogas from the pyrolysis of sewage sludge, and non-isothermal degradation on usy zeolite. *Brazilian Journal of Petroleum and gas*, **11**(1), 149-163. doi: <http://dx.doi.org/10.5419/bjpg2017-0013>
- Pukaszewicz, S. R. M. Estudo de caso: gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma indústria processadora de soja. *Anais do XI Simpep*, Bauru, SP, **XI**(XI), 1-7.
- Rahman, M. A., Ruhul Amin, S. M., Shafiqul, A. M. (2012) Removal of Methylene Blue from Waste Water Using Activated Carbon Prepared from Rice Husk. *Dhaka Univ. J. Sci.*, **60**(1), 185-189. doi: <https://doi.org/10.3329/dujs.v60i2.11491>
- Rodrigues, C. R. (2019) *Degradação térmica da casca de arroz e utilização do carvão obtido no processo para polimento de águas cinzas*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 199 pp.
- Silva, F. M., Pedroza, M. M., Oliveira, L. R. A., Colen, A. G. N., Amaral, P. H. B. (2019) Rotas tecnológicas empregadas no aproveitamento de resíduos da indústria da soja. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*. **8**(1), 326- 363. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v8i1.57694>

# REVISTA AIDIS

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

## ESTUDIO DE CASO DE LA LAGUNA ALALAY, BOLIVIA: TRECE AÑOS DE DINAMICA AMBIENTAL EN UNA LAGUNA EUTROFIZADA

\* Cesar A. Perez-Fernandez <sup>1</sup>  
Ana María Romero Jaldín <sup>2</sup>  
Rosario Montañó Mérida <sup>2</sup>  
Gary A. Toranzos <sup>3</sup>

### CASE STUDY AT LAGUNA ALALAY LAKE, BOLIVIA: THIRTEEN YEARS OF ENVIRONMENTAL DYNAMICS OF AN EUTROPHIED LAKE

Recibido el 14 de enero de 2019; Aceptado el 4 de mayo 2020

#### Abstract

*Human activities provoke drastic changes in aquatic ecosystems that result in events such as eutrophication, algal blooms, massive fauna mortality, and, in extreme cases, the complete loss of the aquatic resources. Some of these events were registered at Laguna Alalay Lake in Cochabamba, Bolivia in 2016. We present a case study with the aim of detecting relevant changes in Alalay's environmental parameters in recent years. The study was done by the use of descriptive statistics for the period 2003 -2016. Although data gaps exist because of inconsistent monitoring of the lake, results show that levels of phosphorus and nitrogen remain high over time despite the changes in precipitation and influent levels. The high levels of nutrients suggest that Alalay receives a constant influx of untreated sewage and run-off as sources of nutrients, and the main culprit seems to be the Rio Rocha River. The alkaline pH, in conjunction with the possible increasing in conductivity, were likely factors triggering a cyanobacterial bloom following by massive death of the resident fauna. Under the current conditions, algal blooms may be a recurrent problem in the lake. We recommend the continuous environmental monitoring, wastewater treatment, and a pattern of inclusion of the local community are critical activities for the restoration of the body of water. We propose to use this approach in cases when only incomplete data sets are available.*

**Keywords:** Alalay Lake, eutrophication, missing data, nitrogen, phosphorus.

<sup>1</sup> Departamento de Biología, Escuela de Artes y Ciencias Krieger, Universidad Johns Hopkins, Maryland, USA.

<sup>2</sup> Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental, Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Cochabamba, Bolivia.

<sup>3</sup> Laboratorio de Microbiología Ambiental, Universidad de Puerto Rico, San Juan, Puerto Rico.

\* *Autor correspondiente:* Departamento de Biología, Escuela de Artes y Ciencias Krieger, Universidad Johns Hopkins, recinto Homewood, 3400 North Charles St., Mudd Hall 240, Baltimore, Maryland, 21218. Email: [capfz200@hotmail.com](mailto:capfz200@hotmail.com)

## Resumen

Las actividades humanas ocasionan profundas alteraciones en los ecosistemas acuáticos resultando en lagunas eutrofizadas, afloramientos algales, mortandad masiva de peces, y pérdida de recursos hidrológicos. En la Laguna Alalay de la ciudad de Cochabamba, Bolivia se registraron los eventos mencionados durante el año 2016 por lo que presentamos un estudio de su caso con el objetivo de detectar cambios en distintos parámetros ambientales durante los últimos años. El estudio se hizo mediante el análisis descriptivo de distintos parámetros fisicoquímicos correspondientes al periodo 2003-2016. A pesar de no contar con datos provenientes de un monitoreo constante, nuestros resultados muestran que Alalay se mantuvo con niveles altos de fósforo y nitrógeno, y bajos niveles de oxígeno disuelto a pesar de las variaciones estacionales y cambios en la precipitación de la región. Esto sugiere que la laguna recibe un aporte constante de nutrientes provenientes, posiblemente, del Rio Rocha, y de otras fuentes de agua residual cruda haciendo que los afloramientos algales sean un problema latente. El pH alcalino del agua y el aparente aumento en conductividad, desencadenaron en un afloramiento de cianobacterias con un concomitante incremento en la materia orgánica y la muerte de la fauna habitante del lugar. Conociendo este escenario recomendamos el monitoreo ambiental constante, el tratamiento del flujo de aguas residuales (usando métodos de bajo costo) y la inclusión de la comunidad adyacente en la solución del problema como actividades críticas para la restauración de la laguna. Sugerimos el uso de este tipo de abordaje cuando los datos de monitoreo están incompletos.

**Palabras clave:** Laguna Alalay, datos incompletos, eutrofización, fósforo, nitrógeno.

---

## Introducción

Desde la revolución industrial, las actividades humanas han causado profundas alteraciones en el ambiente. El crecimiento de la población se ve reflejado en el crecimiento del uso de recursos terrestres y acuáticos (Smith *et al.* 1999). La eutrofización de cuerpos de agua se da por la descarga de aguas residuales sin previo tratamiento, las cuales aportan macronutrientes tales como fósforo y nitrógeno a los ecosistemas lacustres. Todo este proceso conduce al excesivo crecimiento de productores primarios, el consumo de oxígeno en la columna de agua, la muerte de los organismos aeróbicos, y el empobrecimiento de la calidad del agua (Van der Does *et al.* 1992, Morales & Rivera 2012).

Entre las consecuencias de las altas densidades de algas está la muerte masiva de peces. Uno de estos eventos de mortandad ocurrió en la laguna Alalay en Cochabamba, Bolivia en marzo de 2016, hecho documentado por la prensa local (Manzaneda 2016). Esta laguna comenzó su proceso de eutrofización desde inicios de los años noventa, problema que se fue agravando por el crecimiento urbano (Barra *et al.* 1993, Van Damme *et al.* 1998). Desde entonces, se registraron dos intentos de solucionar este problema, en 1997 se removieron los sedimentos con elevado contenido de fósforo, y entre 2004 y 2006 se removieron manualmente las macrófitas que ya presentaban altas densidades poblacionales. A pesar de la gestión del espejo de agua, con el tiempo las concentraciones de fósforo subieron (Ayala *et al.* 2007). Este plan de manejo no dio resultados a largo plazo porque no se consideró el tratamiento de los influjos de aguas residuales

domésticas y escorrentías de agricultura. El control del flujo de nutrientes es la acción más crítica en la restauración de lagunas y control de afloramientos algales (Lee *et al.* 1978).

Al ser la eutrofización de Alalay un problema que data de varios años atrás se realizaron múltiples monitoreos siendo los más largos los realizados por Ayala *et al.* (2007) y Acosta *et al.* (2007), sin embargo existen brechas de información ya que estos se realizaron de 1989 – 2003, y 2004 – 2006. Posteriormente, el último estudio fue realizado por Nieto (2014). La compilación de información en largos periodos de tiempo tiene como resultado la existencia de datos faltantes que limitan los análisis a utilizarse en el estudio de calidad. Por ejemplo, el uso de estadística multivariada (tales como componentes principales) no son adecuados cuando existen datos incompletos, de la misma manera el uso de índices de calidad de agua requiere datos completos (Fertig *et al.* 2014). Para analizar los datos de largos periodos de tiempo es recomendable realizar la imputación de valores faltantes para los cuales existen numerosos métodos (Philippart *et al.* 2000, Qian *et al.* 2000, Srebotnjak *et al.* 2012, Fertig *et al.* 2014). Este tratamiento no se hizo antes en los estudios realizados en Alalay por lo que las conclusiones están limitadas a algunos periodos de tiempo.

Los objetivos del presente estudio de caso de Alalay son: (i) detectar cambios en los distintos parámetros ambientales que pudieron culminar en el afloramiento de cianobacterias y la mortandad masiva de peces en el año 2016, (ii) actualizar el seguimiento realizado por Ayala *et al.* (2007) donde se observa los cambios en los nutrientes de Alalay hasta 2006, y (iii) ejemplificar como se puede utilizar la compilación de datos obtenidos en distintas campañas de muestreo para proveer un documento técnico con la mayor información posible para el manejo de un cuerpo de agua, utilizando el caso de Alalay como ejemplo, ya que las autoridades responsables declararon a la prensa local que: "... se tenía información a ciegas, así que el Plan de Emergencia (del manejo de Alalay) tuvo actividades que no fueron muy relevantes (Amurrio-Montes 2017).

## Métodos

### Área de estudio

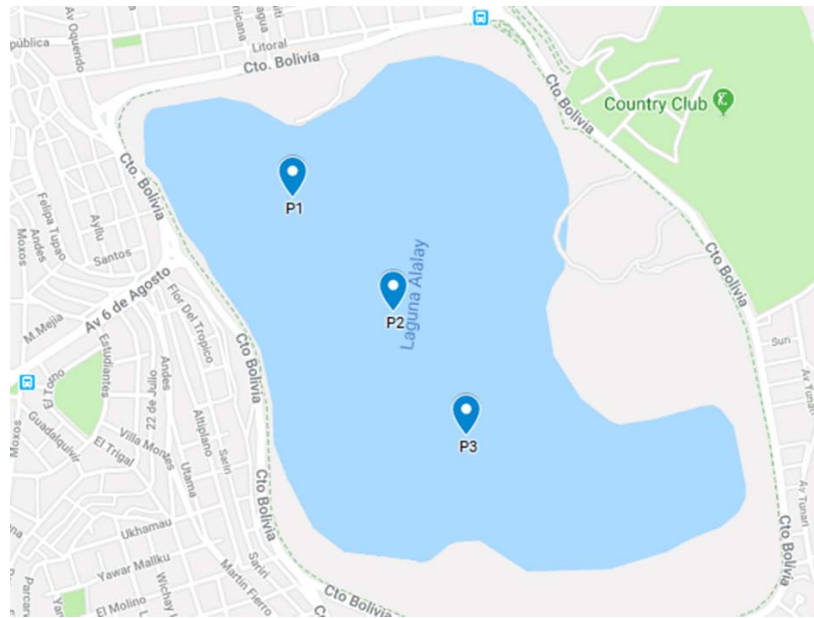
La Laguna Alalay se encuentra localizada en el valle de Cochabamba, Bolivia. Esta se encuentra en una depresión local a 2.560 m.s.n.m (17.398 S, 66.028 O) y presenta una profundidad de hasta 3 m reportada entre 2004 y 2005 por Ayala *et al.* (2007). Este cuerpo de agua fue construido en los años 1930 con el objetivo de proteger a la ciudad de inundaciones, lográndose mediante el excavado y la conexión al río Rocha mediante un acueducto (Barra *et al.* 1993).

### Compilación de datos

Para este estudio se utilizaron datos correspondientes a distintas campañas de muestreos realizadas por el Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental (CASA – Universidad Mayor de San Simón) entre los años 2003 y 2016. Los valores utilizados provienen de una compilación de



variables físicas, químicas y biológicas medidas en tres puntos superficiales de la Laguna Alalay (Figura 1). Sin embargo, estos datos son el resultado de distintas campañas de muestreo correspondientes a solicitudes del gobierno local y no de un monitoreo constante de la laguna, resultando en parámetros con mediciones incompletas para dicho periodo de tiempo, además las fechas de muestreo no corresponden a ninguna época en particular, ya sea época seca o húmeda.



**Figura 1.** Puntos de muestro dentro de la laguna Alalay. Los valores presentados en el Anexo 1 corresponden a la media de las mediciones en los tres puntos de muestreo ilustrados.

### Tratamiento de datos faltantes y análisis estadístico

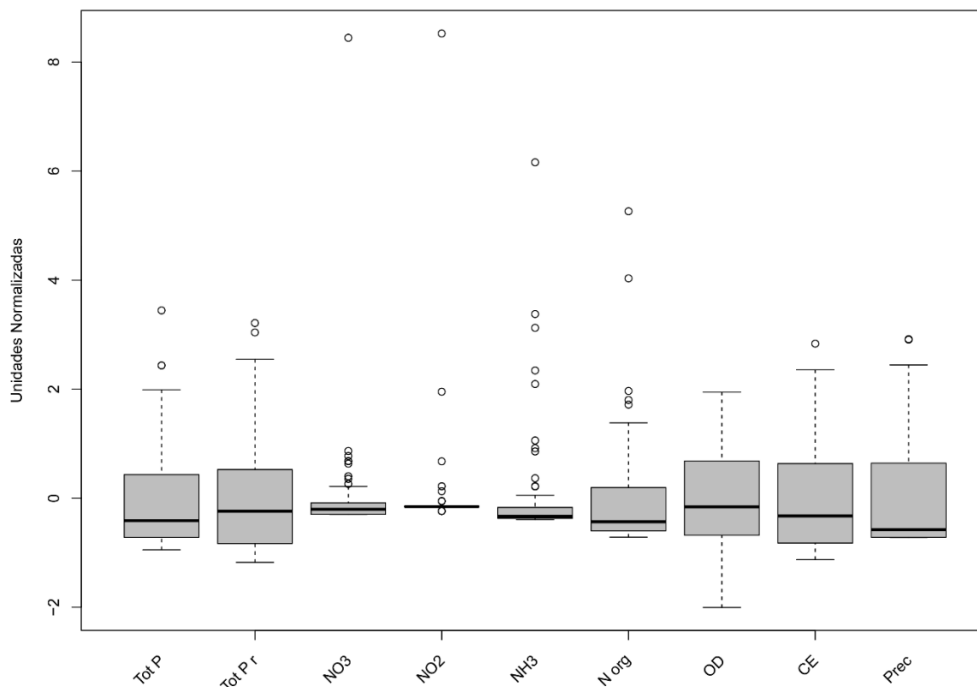
Para el pretratamiento de los datos ambientales se hizo una selección de los parámetros como sigue: Inicialmente se eliminaron todas las variables que contenían menos del 75% de las observaciones y luego se eliminaron las observaciones que contengan menos del 50% de las variables estudiadas, estos valores se eligieron para capturar la mayor cantidad de información posible; el porcentaje de observaciones a incluir suele elegirse arbitrariamente dependiendo del estudio (Dong & Peng 2013). Posteriormente, se rellenaron los datos restantes mediante el método de la imputación multivariada utilizando el método cart basado en arboles de clasificación y regresión del paquete mice del programa estadístico R (Buuren & Groothuis-Oudshoorn 2011). Este paso se basa en la idea de que una vez eliminadas las variables que contengan poca o ninguna información, se pueden imputar los valores faltantes en las demás variables utilizando un método no paramétrico capaz de mantener la complejidad de las variables y así evitar vicios en las interpretaciones obtenidas de estos datos (Burgette & Reiter 2010).

El método de la imputación para completar variables faltantes se utilizó anteriormente en proyectos de monitoreo de la calidad de agua como ser en los realizados en Antigua y Barbuda, Benin, Burkina Faso entre otros países (Srebotnjak *et al.* 2012), el Mar de Wadden en el Mar del Norte (Philippart *et al.* 2000), o el Río Neusen, Carolina del Norte (Qian *et al.* 2000). Finalmente se descargaron valores de precipitación media mensual de la página web del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología de Bolivia ([www.senamhi.gob.bo](http://www.senamhi.gob.bo)) correspondientes al observatorio Aeropuerto – Cochabamba. El análisis exploratorio se hizo con el objetivo de describir la dinámica de las variables ambientales. Primero se estandarizaron las mediciones para evitar que las magnitudes de los valores y unidades de los parámetros nos lleven a conclusiones incorrectas, este paso se realizó mediante la transformación de los datos originales para que los datos tengan una distribución normal y media de 0 (Becker *et al.* 1988). Seguidamente, se exploraron los estadísticos en un gráfico de cajas (media, mínimo, máximo y los cuartiles) para seleccionar aquellos parámetros que presenten variación para el periodo de tiempo. Después, se buscó la existencia de correlación entre las variables seleccionadas mediante la correlación de Pearson entre variables, esfericidad de Bartlett para saber si existe correlación entre variables y el test de KMO para saber si es adecuado seguir la exploración mediante un análisis multivariado de factores. Finalmente, las variables se graficaron en media por mes para observar estacionalidad, y media por año para apreciar la tendencia hasta el 2016. Los parámetros que presentaran correlación se graficaron en la misma figura, y las variables independientes se graficaron de manera separada.

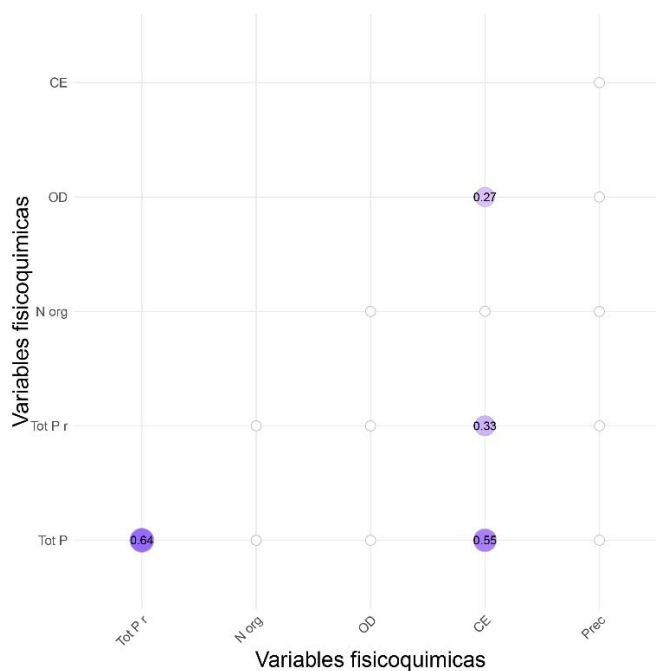
## Resultados

En esta sección no se detallarán los resultados del tratamiento de los valores faltantes y nuestro enfoque será en la dinámica de Alalay. Los parámetros que se pudieron completar fueron el fósforo total (Tot P), fósforo total reactivo (Tot P r), nitratos (NO<sub>3</sub>), nitritos (NO<sub>2</sub>), nitrógeno amoniacal (NH<sub>3</sub>), nitrógeno orgánico (N Org), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE); estos añadidos a la precipitación media mensual (Pr). Entre todas las variables analizadas, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> y NH<sub>3</sub> presentaron valores casi constantes para los 13 años (Figura 2). Por este motivo, dichos parámetros fueron excluidos de los siguientes pasos.

Al momento de explorar la correlación entre variables, los valores resultantes de Bartlett ( $p < 0.05$ ) y MSA general = 0.56 nos indican que existen parámetros correlacionados entre sí. Además, el valor de MSA nos indica que el uso de análisis multidimensionales es inapropiado para el caso de Alalay porque también existen parámetros independientes de los demás. La presencia de estos valores no relacionados son los que nos impiden el uso análisis de factores, componentes principales o correspondencias para resumir la información ambiental de la laguna. En la Figura 3 se muestran las relaciones que pudimos detectar: Tot P – Tot P r - CE y CE – Pr. Adicionalmente, N Org y OD son las variables no relacionadas a los demás parámetros estudiados.



**Figura 2.** Diagrama de cajas para las variables completadas. Las cajas detallan la media, los cuartiles, y los valores atípicos para cada una de las variables para el periodo completo de 13 años.



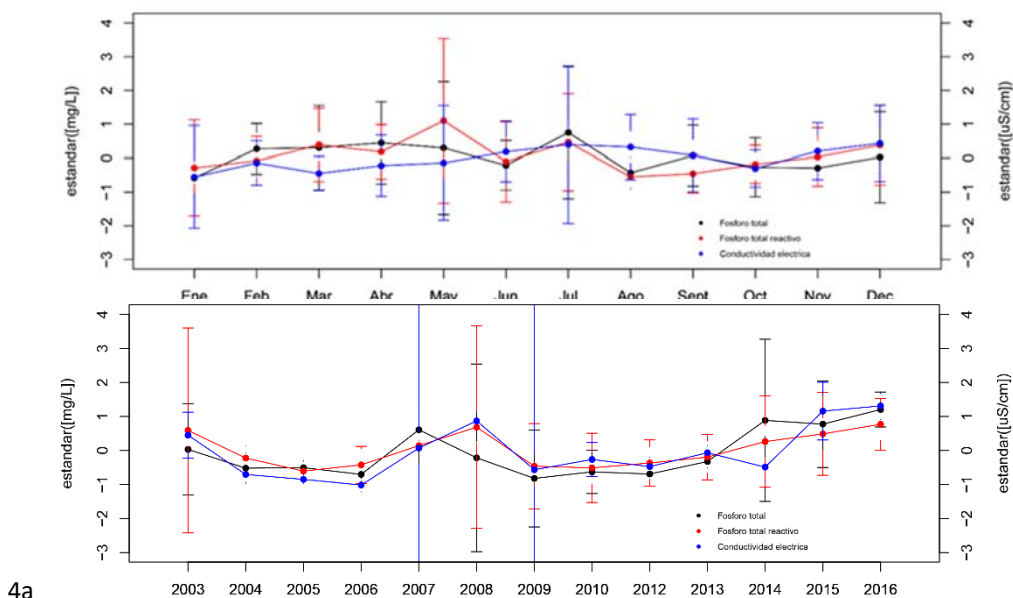
**Figura 3.** Correlación entre variables ambientales. Los valores representan el índice de correlación de Pearson; los círculos que tienen un valor de 0 son las correlaciones con un p-valor < 0.05 por lo que dichas variables no presentan correlación.

Una vez encontradas las relaciones entre variables podemos describir la dinámica de la laguna. En la Figura 4 se agruparon las variables en base a sus correlaciones. En la figura 4a se puede observar cómo Tot P, Tot P r, y CE presentan valores oscilantes entre meses. Contrariamente sus concentraciones son casi constantes a través de los años con una posible tendencia a aumentar desde el 2014.

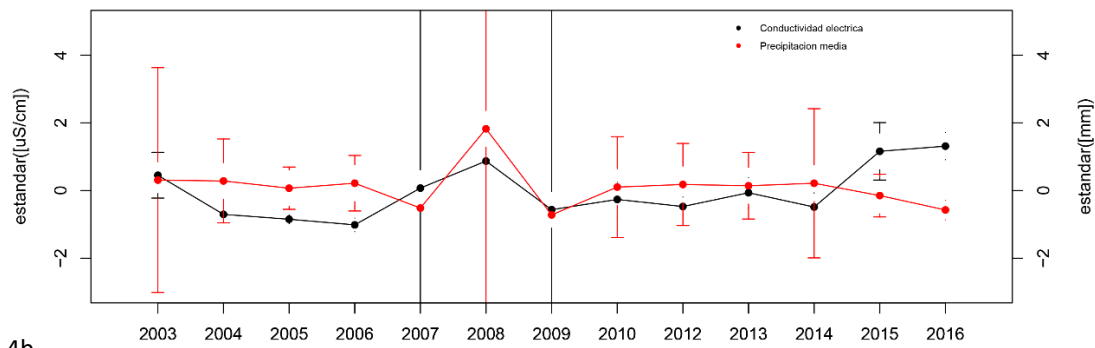
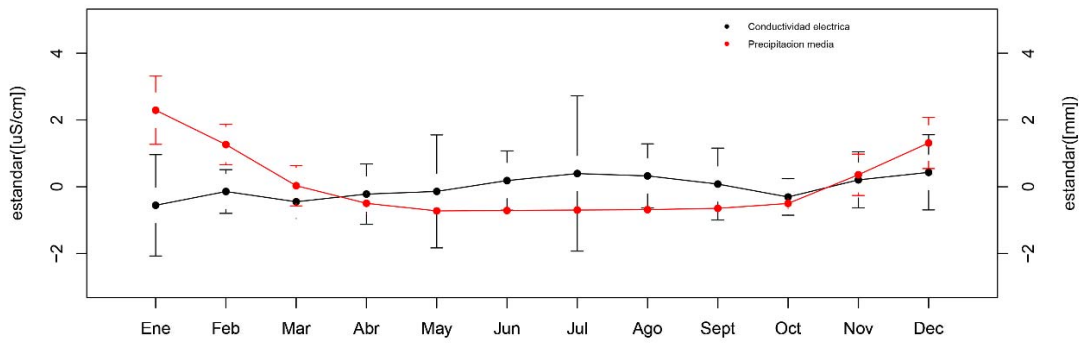
En el caso de CE– Pr se aprecia una correlación inversa, en los momentos que la precipitación aumenta, los valores de conductividad eléctrica bajan. Este fenómeno está bastante marcado en la variabilidad mensual donde los meses de lluvia alta (diciembre a febrero) tienen la conductividad más baja. Anualmente se observa poca variación entre el 2013 y el 2014. Los últimos dos años presentan un descenso en la precipitación y el consecuente aumento de conductividad en las aguas de Alalay (Figura 4b).

Las concentraciones de nitrógeno orgánico y oxígeno disuelto son constantes entre meses y entre años con algunos eventos puntuales como ser el aumento del N Org en 2005 y 2019 (Figura 4c), o el descenso de OD en el 2012 (Figura 4d). Con los datos y análisis presentados es difícil explicar la causa de estas variaciones especialmente en el año 2005 donde se encontraba en proceso la remoción de macrofitas.

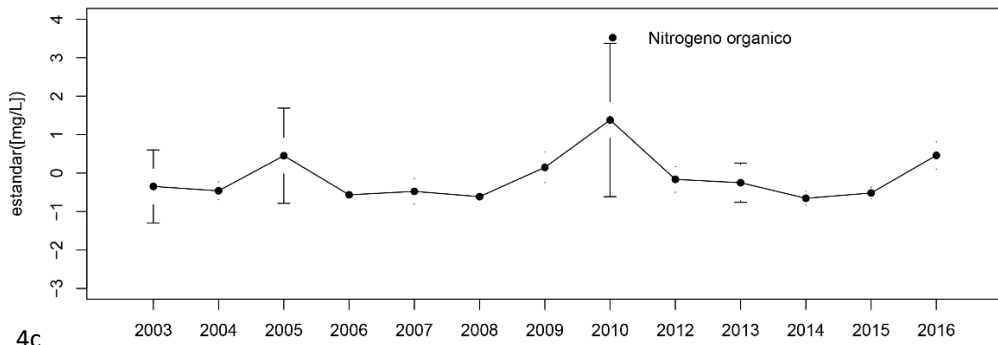
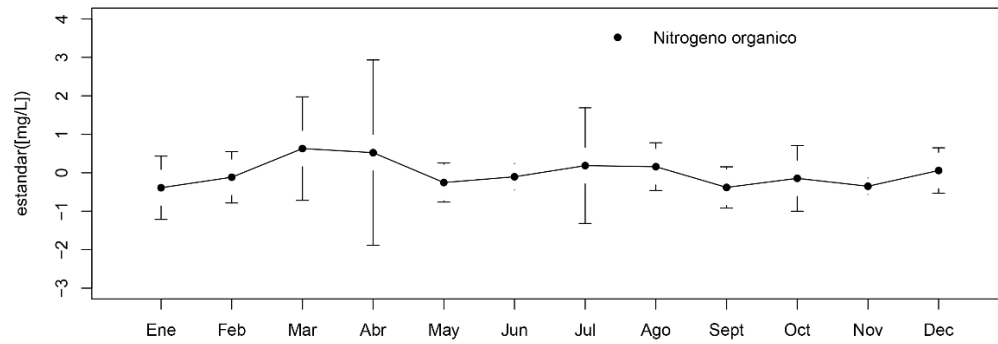
Las desviaciones estándar de las variables estudiadas, resultantes de la calidad de los datos, complican la descripción de la estacionalidad o la tendencia anual existente. De todos modos estos valores nos permiten afirmar que las variables ambientales se mantienen constantes en el periodo de tiempo analizado con la dinámica descrita en los párrafos anteriores.



4a

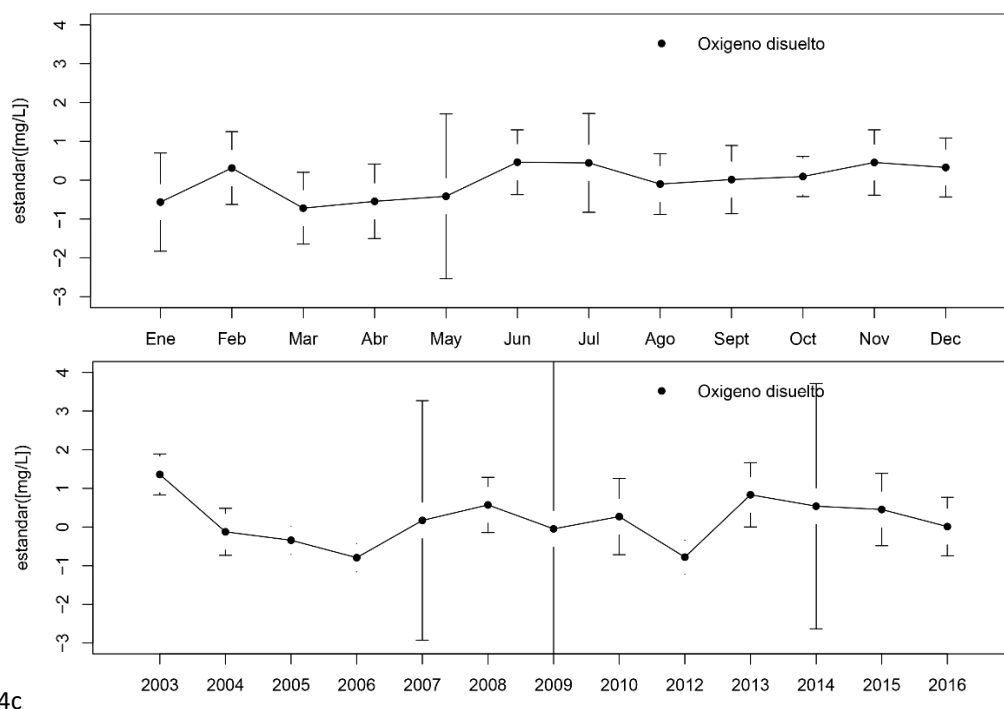


4b



4c

d)



**Figura 4.** Estacionalidad mensual (arriba) y tendencia anual (abajo) para PT – PTR – Cond, (a), Cond – Pr (b), NO (c) y OD (d). Los puntos representan la media de las mediciones para la fecha indicada y las barras muestran el intervalo de confianza de 95% para dicha fecha.

## Discusión

La medición de la variabilidad temporal de distintos parámetros ambientales es fundamental para el análisis de cuerpos de agua. Como se mencionó, datos incompletos podrían cambiar el peso de cada parámetro en los análisis, provocando un impacto en las conclusiones generales de cada estudio (Fertig *et al.* 2014). Los métodos actuales de imputación de variables, como el método cart, mantienen la distribución original de los valores reales por lo que permiten tener un set de datos completo sin vicios estadísticos (Qian *et al.* 2000). Sin embargo, existen otros problemas que afectan los distintos monitores de calidad de agua como ser la falta de diseño experimental, datos pobres e inconsistentes y medidas que no abarcan toda la variabilidad temporal (Srebotnjak *et al.* 2012). En este caso se presenta el problema de la inconsistencia temporal en los reportes por lo que no se pueden utilizar análisis multivariado o series de tiempo, aunque todos los análisis fueron llevados a cabo por el mismo laboratorio, eliminando el posible vicio metodológico.

En este contexto, es posible comparar los valores promedio obtenidos (datos no mostrados) con los valores de referencia de la Ley del Medio Ambiente de Bolivia (MMAyA 1992). La laguna, según la ley, estaría clasificada como un cuerpo de agua salobre de clase “D”; pero las interpretaciones

se harán en base a los cuerpos de agua de utilidad general y que requieren tratamiento de la clase “C” por dos razones. La primera es por el manejo propuesto anteriormente para Alalay, donde las alternativas son una laguna clara dominada por macrofitas y una laguna turbia dominada por algas (Maldonado *et al.* 1998). También se mostró el interés de que la laguna albergue peces de valor comercial ya que anteriormente se describieron poblaciones de *Astyanax bimaculatus* y *Odontesthes bonariensis* (Muñoz *et al.* 2007). La segunda razón es que Alalay se construyó con el objetivo de proteger a Cochabamba de las inundaciones del Río Rocha (Barra *et al.* 1993). Dichos escenarios serían imposibles en una laguna de clase “D” que no es apta ni para acuicultura, ni de abrevadero de animales, ni para el manejo de recursos hidrobiológicos.

La ley Boliviana del Medio Ambiente establece que los cuerpos de agua clase “C” deben tener pH de 6 a 9, DBO<sub>5</sub> menor a 20 mg/l, oxígeno disuelto mayor a 60% del punto de saturación, sólidos totales disueltos de 1500 mg/l (correspondiente a 2400  $\mu\text{s/cm}$  de conductividad aproximadamente), nitrógeno amoniacal de 2 mg/l, fosfato total de 1 mg/l, nitratos de 50 mg/l, nitritos menores a 1 mg/l, entre otros parámetros. En el año 2016, la laguna excede algunos de estos valores al presentar un pH de 9.55, DBO<sub>5</sub> de 40 mg/l, conductividad de 4759  $\mu\text{s/cm}$ , fósforo total de 2.96 mg/l, nitrato de 0.07 mg/l, nitrito de 0.013 mg/l, oxígeno disuelto de 5.96 mg/l (valores correspondientes al promedio del año 2016). Hay que añadir que el fósforo total en Alalay indica que pasó a ser una laguna hiper-eutrofizada según el límite establecido de 0.1 mg/l que separa la eutrofización de la hiper-eutrofización (Nürnberg 1996).

Además, los datos señalan que los nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal presentaron poca variación en los 13 años de estudio, mientras que la variabilidad del fósforo total, fósforo total reactivo, nitrógeno orgánico, conductividad, y oxígeno disuelto se puede atribuir a la variación estacional de los datos y no así a una tendencia a través del periodo entero estudiado. Esta estacionalidad ambiental también fue detectada por Acosta *et al.* (2007); en este caso los autores afirman que variables ambientales y biológicas como ser oxígeno disuelto, pH, temperatura, conductividad, sólidos totales, clorofila a, cladóceros, entre otras tienen estrecha relación con el ciclo hidrológico. El estudio realizado por Ayala *et al.* (2007) que comprende los periodos 1989-1993, 1998-2003, y 2004-2006 ilustra una disminución en nitratos y fosforo total atribuido a la remoción de sedimentos realizada en 1997. Los datos presentados, que corresponden al periodo 2003 – 2016, muestran que los nutrientes retomaron sus valores elevados y que muchos de los valores ambientales se mantuvieron casi constantes, es decir que son trece años de hiper-eutrofización. Sin embargo, Las conclusiones del presente estudio están limitadas por la calidad de los datos, ya que los monitoreos deben realizarse mediante la toma de muestras en intervalos constantes de tiempo como sugiere la EPA (Autoridad de Protección Ambiental por sus siglas en inglés) (Duncan *et al.* 2007).

El fenómeno de hiper-eutrofización constante se atribuye al ingreso de agua con elevada concentración micro y macronutrientes. Esta afirmación se basa principalmente en el aumento

de precipitación pluvial ocurrido en 2008. En este año se observó una subida importante de la precipitación en Cochabamba, lo que ayudaría a oxigenar el agua de Alalay y diluir la carga de nutrientes. Sin embargo, pudimos detectar que parámetros como ser nitrato, nitrito y nitrógeno amoniacal permanecen constantes en el tiempo analizado, mientras otros como fósforo total, fósforo total reactivo y oxígeno disuelto presentan variación estacional. El mayor aportante de agua contaminada a la laguna es el Río Rocha que atraviesa la ciudad de Cochabamba. Anteriormente, Acosta (1990) describió los cambios en nutrientes a lo largo de su cauce donde puede apreciar como el ortofosfato que aumenta desde 0.74 mg/l hasta 6.5 mg/l y el oxígeno disuelto se reduce hasta 0 mg/l. Un estudio más actual muestra la misma tendencia donde la calidad del agua del Río Rocha baja hasta la calidad mínima con concentraciones mínimas de oxígeno disuelto acorde a la ley boliviana del medio ambiente (Medrano & Derpic 2006). A pesar de que estos datos no corresponden al presente, describen el proceso de contaminación en el Río Rocha, suceso que pudo agravarse recientemente por la creciente urbanización y densidad demográfica en Cochabamba. Existen otras fuentes de contaminación de la laguna como ser sus sedimentos que contienen niveles de fosforo superiores a 42 mg/kg (Barra *et al.* 1993) y un DBO<sub>5</sub> de hasta 1569 mg/kg en sus lodos (Nieto 2014), la importancia de esta fuente de contaminación se vio en la drástica disminución de fosforo en el cuerpo de agua luego de la remoción de sedimentos en el año 1997 (Ayala *et al.* 2007).

La dinámica descrita llegó a un punto crítico en marzo de 2016, momento en el que ocurrió la muerte masiva de peces y el inicio de la muerte de distintas especies de aves, suceso documentado en la prensa local (Carrillo 2016, Manzaneda 2016, Melgarejo 2016). La presencia de cianotoxinas en el agua surgió como una posible explicación a este evento por el afloramiento de las cianobacterias *Microcystis aeruginosa* (Morales *et al.* 2015), *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa* y *Arthrospira* (Morales *et al.* 2017). En estos trabajos también se afirma que el aumento en los parámetros como pH, conductividad, nitrato, nitrógeno amoniacal, fósforos total, sulfato están relacionados con los cambios en las comunidades de cianobacterias. A pesar de que no detectamos una tendencia a través de los años, la variabilidad estacional puede ser responsable de los constantes cambios en las poblaciones algales en Alalay. Actualmente, no existen datos en la literatura científica que demuestren que la muerte de peces de Alalay se haya debido a la producción de toxinas por parte de cianobacterias, siendo el conteo de células de cianobacterias presentado por Morales *et al.* (2017) el estudio más detallado sobre el afloramiento reciente de la laguna, sin embargo en este no se presenta evidencia directa de la relación entre la mortandad de peces y la producción de cianotoxinas.

La falta de oxígeno en los cuerpos de agua causada por el sobre-enriquecimiento de materia orgánica y nutrientes también puede causar la mortandad masiva de peces. La disminución de oxígeno, y consecuente mortandad, puede darse de manera rápida por el colapso de poblaciones algales y afectar toda la columna de agua como fue el caso de anoxia en Mariager Fjord, Dinamarca provocada por el colapso masivo de *Prorocentrum minimum* (Fallesen *et al.* 2000,



Breitbart 2002) o la muerte de peces en la laguna Angostura de Cochabamba atribuida al afloramiento del dinoflagelado *Ceratium furcoides* y la baja de oxígeno en esta laguna (Morales 2016). Como se mencionó antes, el estado de Alalay es de hipoxia constante en la superficie, y probablemente en toda la columna de agua, al tener un DBO<sub>5</sub> que duplica al establecido por norma ambiental boliviana, la constante entrada de agua sin oxígeno disuelto, y la presencia de lodos con alto contenido de nutrientes y materia orgánica.

Se sospecha que la mortandad de las aves, más difícil de explicar, fue provocada por la presencia constante de cianobacterias tóxicas (Morales *et al.* 2017), hecho que puede ser posible por la ingestión y contacto directo de la fauna con el agua contaminada de Alalay. En este caso se cumpliría la vía de contacto por ingestión de agua contaminada. Para la población humana aledaña a Alalay, esta forma de contacto es complicada de realizarse ya que en sus aguas no se realiza ninguna actividad que pueda representar la inhalación o ingesta como ser el nado, la pesca, la movilización en bote durante las floraciones (Backer *et al.* 2010, Giannuzzi *et al.* 2011), o por consumir comida contaminada con cianotoxinas (Li *et al.* 2011).

El manejo del problema de la eutrofización consiste en la restricción de ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua. El caso más conocido de restauración es el del lago Washington, Seattle. Este se vio afectado por el afloramiento de la cianobacteria *Oscillatoria rubescens*, resultado de las descargas del alcantarillado a su espejo de agua y los planes de industrialización de la zona. La forma en que se manejó este problema fue desviando las entradas de agua residual, para luego observar como las cargas de nutrientes se redujeron (Edmondson 1996). Otro caso que vale la pena analizar es del lago Maggiore, Italia. En este caso se observa como el monitoreo constante del lago detectó la subida de nutrientes y el afloramiento de cianobacterias resultante. En este caso particular, el empleo de estos datos permitieron a Mosello & Ruggiu (1985) lanzar una afirmación sólida: la reducción del 67% del ingreso externo de fósforo ayudara al lago a recobrar sus condiciones oligotróficas. Finalmente, el lago pudo ser recuperado mediante la construcción de una planta de tratamiento para el sistema de drenaje de la población y la restricción del uso de detergentes que contuvieran fósforo (Smith *et al.* 1999). Existen numerosos ejemplos de restauración de lagos, citamos estos dos por ser casos conocidos donde el monitoreo constante, el tratamiento de aguas y la implicación de la población ayudan a recuperar ecosistemas.

En Cochabamba existen dos ejemplos de monitoreo en lagunas urbanas: En la laguna Alalay (Ayala *et al.* 2007) y la laguna Coña Coña (Acosta & Ayala 2009). En el primer caso, se aplicó la remoción de sedimentos en el año 1997 y la remoción de macrofitas flotantes entre 2004 y 2006. El efecto más notorio fue la reducción del fósforo de 3.3 mg/l en 1991 hasta 0.76 mg/l en 1998, de la misma manera hubo una reducción de nitrato, turbidez y aumento de la profundidad. De todas maneras, los valores de fósforo volvieron a elevarse a más de 1 mg/l para el 2005 (Romero *et al.* 1998, Ayala *et al.* 2007). En el caso de Coña Coña, eutrofizada por aguas residuales domésticas, entre 2003 y 2004, se procedió a vaciar completamente la laguna, dragar los lodos, retirar los peces y a llenarla

nuevamente con agua pobre en nutrientes. Contrariamente a lo esperado, luego de las medidas los valores de fósforo se mantuvieron igual que antes de las medidas, el nitrógeno aumentó, al igual que la clorofila por el crecimiento de macrofitas sumergidas. (Acosta & Ayala 2009). Las dos experiencias de manejo de lagunas eutrofizadas discutidas no tuvieron los resultados esperados porque en ninguno de los dos casos se restringió la entrada posterior de nutrientes.

### Conclusiones y recomendaciones

La ausencia de un monitoreo constante de la laguna Alalay desembocó en la falta de una respuesta oportuna al afloramiento algal del año 2016 por parte de las autoridades responsables. En el presente trabajo ejemplificamos como el uso de datos incompletos correspondientes a distintos periodos de tiempo pueden ser utilizados para describir la dinámica ambiental de un cuerpo de agua y encontrar las posibles causas de eventos relacionados a la contaminación en este. Los análisis presentados en la laguna Alalay se basaron en las mediciones fisicoquímicas realizadas desde el año 2003. Durante este periodo pudimos advertir que, a pesar de las gestiones realizadas en los años 1997 y 2004 al 2006, muchos de estos parámetros presentan concentraciones constantes a través de los años y con variabilidad estacional dentro cada año, estos valores estables están atribuidas a la entrada constante de nutrientes. Es importante notar que desde el 2013 se notó el aumento de la conductividad, periodo que coincide con la reducción de lluvias, y el afloramiento de distintas cianobacterias. Actualmente, Alalay se ha convertido en un sistema hiper-eutrofizado con poco oxígeno disponible y flujo constante de aguas ricas en nutrientes desde el Río Rocha principalmente, condiciones que favorecen los afloramientos algales y la anoxia concomitante.

Teniendo esta problemática descrita consideramos pertinente lanzar las siguientes recomendaciones respecto al manejo del cuerpo de agua: es imperativo realizar un monitoreo constante y sistematizado de Alalay, incluyendo al Río Rocha y otros cuerpos de agua que estén conectados a este sistema. En el presente estudio nos hallamos limitados por los datos presentados por lo que se realizó un análisis descriptivo. Para evitar esto, se deben recolectar las muestras en fechas y puntos de muestreo ya establecidos durante varios años. Además, es crucial contar con datos de pH, temperatura, y turbidez. A esto se le debe añadir datos biológicos como ser las concentraciones de clorofila o abundancia de peces, considerar la medición de distintos metales por el reporte en la prensa de altos niveles de cadmio, cromo, plomo (Amurrio-Montes 2017) y la ausencia de estos valores en la literatura científica. Con un monitoreo de este tipo se puede pasar de la descripción de los cuerpos de agua al modelamiento ambiental para predecir eventos de acumulación de nutrientes, afloramientos algales y muertes masivas de fauna.

Segundo, como se ha discutido, el problema principal es la entrada constante de grandes cantidades de nutrientes, por lo que el flujo de agua debe ser tratado antes de su ingreso al espejo de agua. Para esto, se sugiere el empleo de los humedales artificiales por ser de bajo costo, fácil

mantenimiento, aplicable a sistemas con movimiento constante de agua, y útil para la remoción de nutrientes, metales y patógenos, así como el fácil involucramiento de la población afectada inmediatamente. En Cochabamba, se documentó la eficiencia de tres humedales que lograron reducir significativamente la cantidad de nitrógeno total, amoniacal, fósforo, y bacterias coliformes en las aguas residuales donde fueron aplicados (Spångberg & Söderblom 2008). Igualmente consideramos que las plantas a emplearse en los humedales deben ser las totoras (*Scirpus californicus*). Esta planta es parte de la flora de Alalay y se demostró que son capaces de remover metales pesados, fósforo, nitrógeno y bacterias coliformes al mismo tiempo de soportar inundaciones y valores extremos de pH (Delgadillo *et al.* 2010). Para terminar este punto, la construcción de los humedales no se debe aplicar solamente a la laguna Alalay, sino que se debe incluir todo el recorrido del Río Rocha, con previa identificación de zonas de descarga de aguas residuales, como parte de un sistema de manejo de cuerpos de agua.

Tercero y finalmente, otra parte del problema de los cuerpos de agua en Cochabamba es la creciente urbanización. Por lo que consideramos que los ciudadanos deben estar incluidos en el manejo del agua. En este sentido, se propone la experiencia del “ciudadano científico”. Esta consiste en la participación de ciudadanos, instituciones locales, agencias gubernamentales y no gubernamentales, así como académicos en la colecta de grandes cantidades de datos para monitorear y responder a problemas ambientales (Whitelaw *et al.* 2003). La dinámica mencionada provee beneficios para la comunidad al incluir la comunidad en problemas locales, el incremento de la democracia ambiental, el compartir la información en través de la ciudadanía, y la introducción de la literatura científica al público lego. De la misma manera, el personal académico responsable del manejo de Alalay se beneficiaría al poder monitorear ecosistemas que de otra manera sería imposible, contar con personal activo en el control ambiental, coleccionar grandes cantidades de datos a bajo costo y detectar los problemas de manera anticipada (Conrad & Hilchey 2011).

### Agradecimientos

*Agradecemos a la Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia por financiar y apoyar los monitoreos de la Laguna Alalay y otros cuerpos de agua en el departamento de Cochabamba; y al Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental por proveer los datos necesarios para este estudio.*

### Referencias

- Acosta, F. (1990) *Resultados físico-químicos de las aguas del Río Rocha - Cuarto Informe Técnico de Monitoreo de la Laguna Alalay, Cochabamba*. Programa Aguas y Programa Hidronomía. Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba. 9 pp.
- Acosta, F., Ayala R. (2009) Experiencia de una biomanipulación en la laguna Coña Coña de Cochabamba, Bolivia., *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, **26**, 9-14.

- Acosta, F., Ayala R., Romero A., Muñoz H., Rejas D. (2007) Dinámica de las variables ecológicas ambientales y biológicas de la laguna Alalay (Cochabamba–Bolivia). En: L. Aguirre, J. Feyen and M. Moraes (Eds.). *Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales: Sostenibilidad a Múltiples-Niveles y Escalas*. Universidad Mayor de San Simon.
- Amurrio-Montes, L. (2017) Alalay está más infestada que "una alcantarilla". Los Tiempos. Disponible en: <http://www.lostiempos.com/actualidad/local/20170104/alalay-esta-mas-infestada-que-alcantarilla>.
- Amurrio-Montes, L. (2017) Aplicaron 12 acciones en Alalay, pero sin impacto. Los Tiempos. Disponible en: <http://www.lostiempos.com/actualidad/local/20170115/aplicaron-12-acciones-alalay-pero-impacto>.
- Ayala, R., Acosta F., Mooij W. M., Rejas D., Van Damme P. A. (2007) Management of Laguna Alalay: a case study of lake restoration in Andean valleys in Bolivia, *Aquatic Ecology*, **41**(4), 621-630. doi: <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9123-1>
- Backer, L. C., McNeel S. V., Barber T., Kirkpatrick B., Williams C., Irvin M., Zhou Y., Johnson T. B., Nierenberg K., Aibel M. (2010) Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes, *Toxicol*, **55**(5), 909-921. doi: <https://doi.org/10.1016/j.toxicol.2009.07.006>
- Barra, C., Cadima M., Maldonado M., Goitia E., Acosta F. (1993) Diagnóstico limnológico de la laguna Alalay (Cochabamba, Bolivia), *Publicaciones de la Facultad de Ciencias y Tecnología UMSS. Serie Científica*, **2**, 1-13.
- Becker, R., Chambers J., Wilks A. (1988) *The new S language: A programming environment for data analysis and graphics*, CRC Press, California, 720.
- Breitbart, D. (2002) Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries, *Estuaries*, **25**(4), 767-781. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02804904>
- Burgette, L. F., Reiter J. P. (2010) Multiple imputation for missing data via sequential regression trees, *American Journal of Epidemiology*, **172**(9), 1070-1076. doi: <https://doi.org/10.1093/aje/kwq260>
- Buuren, S., Groothuis-Oudshoorn K. (2011) mice: Multivariate imputation by chained equations in R, *Journal of Statistical Software*, **45**(3), 1-68.
- Carrillo, K. (2016) Alalay: muerte de peces no para y aves están en riesgo Los Tiempos. desde: <http://www.lostiempos.com/actualidad/local/20160313/alalay-muerte-peces-no-aves-estan-riesgo>.
- Conrad, C. C., Hilchey K. G. (2011) A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities, *Environmental Monitoring and Assessment*, **176**(1), 273-291. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1582-5>
- Delgadillo, O., Camacho A., Perez L., Andrade M. (2010) *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*, Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua, Cochabamba, 105.
- Dong, Y., Peng C.-Y. J. (2013) Principled missing data methods for researchers, *SpringerPlus*, **2**(1), 222. doi:10.1186/2193-1801-2-222
- Duncan, D., Walker M., Harvey F. (2007) *EPA Guidelines: Regulatory Monitoring and Testing Water and Wastewater Sampling*. Environment Protection Authority, Adelaide. 35 pp.
- Edmondson, W. T. (1996) *Uses of ecology: Lake Washington and beyond*, University of Washington Press, Washington, 352 pp.
- Fallesen, G., Andersen F., Larsen B. (2000) Life, death and revival of the hypertrophic Mariager Fjord, Denmark, *Journal of Marine Systems*, **25**(3-4), 313-321. doi: [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(00\)00024-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(00)00024-5)
- Fertig, B., Kennish M. J., Sakowicz G. P., Reynolds L. K. (2014) Mind the data gap: Identifying and assessing drivers of changing eutrophication condition, *Estuaries and Coasts*, **37**(1), 198-221.
- Giannuzzi, L., Sedan D., Echenique R., Andrinolo D. (2011) An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina, *Marine Drugs*, **9**(11), 2164-2175. doi: <https://doi.org/10.3390/md9112164>
- Lee, F. G., Rast W., Jones R. A. (1978) Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem: new information enables water quality managers to predict reliably water quality changes that result from various phosphate control management practices, *Environmental Science & Technology*, **12**, 6.

- Li, Y., Chen J.-a., Zhao Q., Pu C., Qiu Z., Zhang R., Shu W. (2011) A cross-sectional investigation of chronic exposure to microcystin in relationship to childhood liver damage in the Three Gorges Reservoir Region, China, *Environmental Health Perspectives*, **119**(10), 1483. doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.1002412>
- Maldonado, M., Van Damme P., Rojas J. (1998) Contaminación y eutrofización en la Cuenca del Río Rocha (Cochabamba), *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, **3**, 3-9.
- Manzaneda, L. (2016) Crisis de Alalay provoca muerte de miles de peces. Los Tiempos. Recuperado de: <http://www.lostiempos.com/actualidad/local/20160311/crisis-alalay-provoca-muerte-miles-peces>.
- Medrano, R. T., Derpic D. A. (2006) Evaluación de la calidad de las aguas del río Rocha en la jurisdicción de SEMAPA en la provincia Cercado de Cochabamba-Bolivia, *Acta Nova*, **3**(3), 521.
- Melgarejo, A. (2016) Hay emergencia en Alalay por miles de peces muertos La Razón. desde: [http://www.la-razon.com/sociedad/Cochabamba-emergencia-Alalay-miles-peces-muertos\\_0\\_2451954801.html](http://www.la-razon.com/sociedad/Cochabamba-emergencia-Alalay-miles-peces-muertos_0_2451954801.html).
- MMAyA Ministerio de Medio Ambiente y Aguas (1992) *Ley del Medio Ambiente 1333 de 27 de abril de 1992*. L. Paz.
- Morales, E., Rivera S. (2012) Choice of macrophyte substrate in the use of diatoms as indicators of water quality assessment: preliminary data on the case of Alalay Pond (Cochabamba, Bolivia), *Lakes, reservoirs and ponds*, **6**(1-2), 20-42.
- Morales, E. A. (2016) Floración de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinoflagellata, Dinophyceae) en la represa de La Angostura, Cochabamba, Bolivia, *Acta Nova*, **7**(4), 389-398.
- Morales, E. A., Rivera S. F., Vildoza L. H., Pol A. (2017) Floración algal nociva (FAN) producida por cianobacterias en la laguna Alalay, Cochabamba, Bolivia, *Acta Nova*, **8**(1), 50-75.
- Morales, E. A., Rivera S. F., Wetzel C. E., Hamilton P. B., Bicudo D. C., Pibernat R. A., Ector L. (2015) Hipótesis: la agrupación *Microcystis aeruginosa* Kütz.-*Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm.-bacterias en la laguna Alalay, Cochabamba, Bolivia es de tipo simbiótico, *Acta Nova*, **7**(2), 122-142.
- Mosello, R., Ruggiu D. (1985) Nutrient load, trophic conditions and restoration prospects of Lake Maggiore, *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **70**(1), 63-75. doi: <https://doi.org/10.1002/iroh.19850700106>
- Muñoz, H., Vallejos A., Ayala R., Acosta F., Meyen J., Aguirre L., Moraes R. (2007) Estructura y dinámica de la comunidad de peces de la laguna Alalay, Cochabamba-Bolivia. 1166-1171. En: L. Aguirre, J. Feyen and M. Moraes (Eds.). *Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales: Sostenibilidad a Múltiples-Niveles y Escalas*. Universidad Mayor de San Simon. Cochabamba
- Nieto, J. (2014) *Distribución Estratificada de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la Laguna Alalay. Cochabamba, Bolivia*. Maestría en ciencias de la geo-información y observación de La Tierra Universidad Mayor de San Simon, Cochabamba. 50.
- Nürnberg, G. K. (1996) Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish, *Lake and Reservoir Management*, **12**(4), 432-447. doi: <https://doi.org/10.1080/07438149609354283>
- Philippart, C. J., Cadée G. C., van Raaphorst W., Riegman R. (2000) Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential, *Limnology and Oceanography*, **45**(1), 131-144. doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.1.0131>
- Qian, S. S., Borsuk M. E., Stow C. (2000) Seasonal and long-term nutrient trend decomposition along a spatial gradient in the Neuse River watershed, *Environmental Science & Technology*, **34**(21), 4474-4482. doi: <https://doi.org/10.1021/es000989p>
- Romero, A. M., Van Damme P., Goitia E. (1998) Contaminación orgánica en el Río Rocha (Cochabamba, Bolivia), *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, **3**, 11-29.
- Smith, V. H., Tilman G. D., Nekola J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems, *Environmental Pollution*, **100**(1), 179-196. doi: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Spångberg, J., Söderblom J. (2008) *Nutrient removal of domestic waste water in constructed wetlands in Cochabamba, Bolivia*. Aquatic and environmental engineering Uppsala University, Uppsala. 33 pp.



- Srebotnjak, T., Carr G., de Sherbinin A., Rickwood C. (2012) A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data, *Ecological Indicators*, **17**, 108-119. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.023>
- Van Damme, P., Romero A. M., Goitia E. (1998) Estrategias para la recuperación y la conservación de la laguna Alalay (Cochabamba, Bolivia), *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, **3**, 59-72.
- Van der Does, J., Verstraelen P., Boers P., Van Roestel J., Roijackers R., Moser G. (1992) Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers, *Hydrobiologia*, **233**(1-3), 197-210. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00016108>
- Whitelaw, G., Vaughan H., Craig B., Atkinson D. (2003) Establishing the Canadian community monitoring network, *Environmental Monitoring and Assessment*, **88**(1), 409-418. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1025545813057>

# REVISTA AIDIS

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

## RELAÇÃO ENTRE FÓSFORO TOTAL E VAZÃO AFLUENTE NOS PRINCIPAIS RESERVATÓRIOS RURAIS DO ESTADO DO CEARÁ NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Maria de Jesus Delmiro da Rocha<sup>1</sup>  
\* Iran Eduardo Lima Neto<sup>1</sup>

## RELATIONSHIP BETWEEN TOTAL PHOSPHORUS AND AFLUENT FLOW IN MAIN RURAL RESERVOIRS OF THE STATE OF CEARÁ IN BRAZILIAN SEMIARID

Recibido el 23 de enero de 2019; Aceptado el 6 de febrero 2020

### Abstract

Water quality in interannual reservoirs in the Brazilian semiarid region is extremely important, mainly due to eutrophication, whose excessive nutrient input, notably total phosphorus, is a determining factor in this process. In this study, the behavior of the total phosphorus concentration was modeled as a function of the inflow in two serial reservoirs in the semiarid region of Ceará: Orós and Castanhão. Simplified models were proposed relating these variables through regression analysis. A water quality analysis was also carried out regarding compliance with CONAMA Resolution 357/2005 for total P and concentration values exceeded by 10% and 90% of the evaluated time, were obtained and discussed. Finally, a scenario analysis of the impact of different concentrations of total affluent P on the total P concentration in the water column of the reservoirs was performed. The results showed that the total phosphorus concentration presents a simple dilution regime in the proposed models ( $P < 0.0001$ ), responding inversely to the inflow. There was also a decrease in the concentration in the upstream reservoir compared to the downstream one, corroborating the results available in the literature for other regions. Finally, it was observed that the reservoirs were in disagreement with the Resolution for total P in 89.5% and 82.4% of the time analyzed in Orós and Castanhão, respectively, and that they do not reach the limit values for total P concentration for class II even though the inflow falls within the resolution for lotic environments.

**Keywords:** inflow, reservoirs, semiarid, total phosphorus, water quality.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Bloco 713, 1º Andar, Centro de Tecnologia, CEP 60451-970, Fortaleza, Ceará, Brasil. Email: [iran@deha.ufc.br](mailto:iran@deha.ufc.br)

## Resumo

A qualidade da água nos reservatórios interanuais do semiárido brasileiro é de extrema importância, principalmente devido à eutrofização, cujo aporte excessivo de nutrientes, notadamente de fósforo total, é fator determinante nesse processo. No presente estudo modelou-se o comportamento da concentração de fósforo total em função da vazão afluente em dois reservatórios rurais em série do semiárido cearense: Orós e Castanhão. Foram propostos modelos simplificados relacionando essas variáveis por meio de análise de regressão. Realizou-se também uma análise da qualidade da água quanto ao atendimento a Resolução CONAMA 357/2005 para P total e se obtiveram os valores de concentração superados em 10% e 90% do tempo avaliado,  $C_{10}$  e  $C_{90}$ . Por fim, realizou-se uma análise de cenários do impacto de diferentes concentrações de P total afluente na concentração P total na coluna de água dos reservatórios. Os resultados mostraram que a concentração de fósforo total apresenta regime de diluição simples nos modelos propostos ( $P < 0.0001$ ), respondendo inversamente à vazão afluente. Verificou-se também uma diminuição da concentração de fósforo do reservatório de montante em relação ao de jusante, corroborando os resultados disponíveis na literatura para outras regiões. Observou-se, por fim, que os reservatórios estão em desacordo com a Resolução CONAMA 357/2005 para P total em 89.5% e 82.4% do tempo analisado no Orós e Castanhão, respectivamente, e que não atingem os valores limites de concentração P total para a classe II ainda que a vazão afluente se enquadre na resolução para ambientes lóticos.

**Palavras chave:** fósforo total, qualidade da água, reservatórios, semiárido, vazão afluente.

## Introdução

O processo de eutrofização artificial em reservatórios depende, dentre outros fatores, do aporte de nutrientes induzido pela ação antrópica. Notadamente o fósforo possui o maior impacto nesse processo, pelo qual muitos lagos e reservatórios em todo o mundo encontram-se afetados e, consequentemente, comprometidos quanto aos seus múltiplos usos (Lamparelli, 2004; Schindler *et al.*, 2008; Sharpley *et al.*, 2013; Pacheco & Lima Neto, 2017; Araújo *et al.*, 2019; Rocha *et al.*, 2019; Wiegand *et al.*, 2020).

As características de uso e ocupação do solo da bacia impactam diretamente o aporte de nutrientes e a qualidade da água de rios e reservatórios. Os principais fatores que intensificam o aporte de fósforo para os corpos hídricos em uma bacia são os efluentes domésticos, as fontes pontuais, as fontes difusas, descargas de águas residuárias de residências isoladas, o uso excessivo de detergentes não biodegradáveis, o carreamento do solo, os agrossistemas e também a pecuária (Jorgensen & Vollenweider, 2000; Mekonnen & Hoekstra, 2018).

Dada a complexidade dos elementos que contribuem para o aporte de fósforo aos corpos hídricos, muitos métodos e modelos são propostos baseando-se em coeficientes de uso do solo e atividades na bacia (Johnes, 1996; Parry, 1998; Sperling, 2014). Entretanto, por essas metodologias requererem dados minuciosos quanto à pecuária, agricultura, condição e tipo de solução de saneamento básico, suas aplicações demandam maiores esforços na caracterização da área estudada, além das incertezas associadas aos coeficientes para cada bacia.



O conhecimento do padrão temporal da carga afluyente de fósforo total advinda de fontes pontuais e difusas possibilita avaliar o principal tipo de fonte poluidora a um lago ou reservatório por meio do estudo e da proposição de modelos empíricos que correlacionem vazão afluyente e concentração de fósforo total, uma vez que a estimativa do aporte de nutrientes por meio da vazão e balanço de massa tem-se mostrado uma importante ferramenta em estudos de caracterização qualitativa desses ambientes (Carney *et al.*, 1993; Young *et al.*, 1996; Holas *et al.*, 1999). Ademais, o fluxo de entrada de rios e tributários, cujas bacias apresentam intensiva atividade antrópica, apresentam significativa carga afluyente de poluentes e são, majoritariamente, a causa de diversos problemas ecológicos aos corpos hídricos lânticos em que aportam (Krug, 1993; Noges *et al.*, 1998; De Farias Mesquita *et al.*, 2020, Wiegand *et al.*, 2021).

Assim, o presente estudo tem como objetivos avaliar o comportamento da concentração de fósforo total para diferentes níveis de vazão em reservatórios rurais do semiárido brasileiro; propor um modelo simplificado para correlacionar esses parâmetros; analisar, a partir dos modelos propostos, se são as fontes pontuais ou difusas as mais significativas aos reservatórios; e verificar se a concentração comporta-se dentro de padrões esperados para reservatórios em série, situação em que se encontram os estudados.

Buscou-se também avaliar a qualidade da água quanto ao atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para concentração de fósforo total, considerando Classe II de enquadramento para os corpos hídricos, além de obter os valores da concentração superados em 10% e 90% do tempo estudado, respectivamente  $C_{10}$  e  $C_{90}$ .

Por fim, avaliaram-se cenários de melhoria da qualidade da água afluyente quanto ao parâmetro fósforo total e o seu respectivo impacto nos reservatórios. Ressalta-se que estudos desse tipo ainda são escassos, principalmente no semiárido brasileiro.

### Metodologia

O presente estudo abrange os reservatórios em sequência Orós e Castanhão, localizados nas sub-bacias cearenses do Alto Jaguaribe e do Médio Jaguaribe, respectivamente. Junto a outras nove sub-bacias, estas integram as doze sub-bacias do estado do Ceará sendo a região do Alto Jaguaribe a maior e a região do Médio Jaguaribe a oitava maior em extensão territorial, equivalendo juntas a aproximadamente 25% do território do estado.

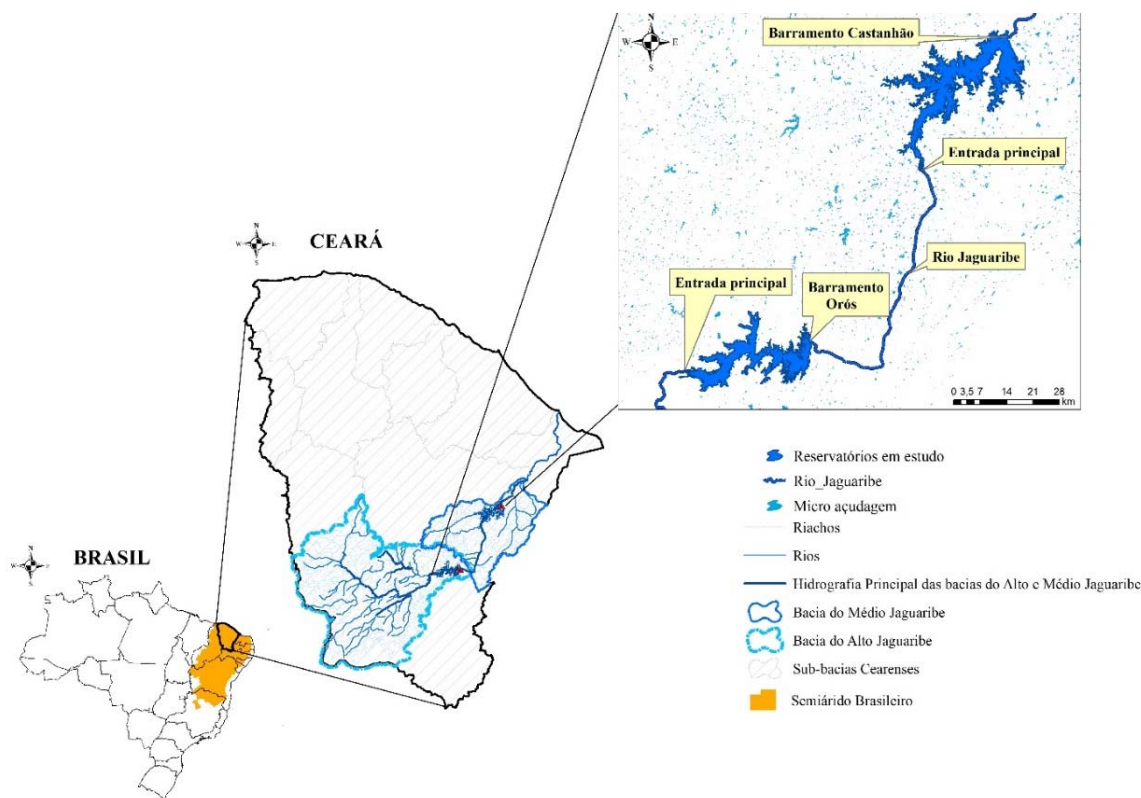
O aporte hídrico majoritário para os reservatórios estudados advém do rio Jaguaribe. A nascente deste rio localiza-se na região do Alto Jaguaribe seguindo então para o reservatório Orós e posteriormente para o reservatório Castanhão, até aportar no oceano Atlântico na costa litorânea estadual.

Totalmente inserida na região semiárida do estado, a sub-bacia do Alto Jaguaribe abrange uma área de 24639 km<sup>2</sup> sobre o domínio hidrogeológico cristalino predominando principalmente os tipos de solo neossolo litólico e argissolo vermelho e amarelo. O principal sistema sinótico atuante na região é a Zona de Convergência Intertropical, caracterizando o período chuvoso entre os meses de fevereiro e maio. Quanto ao uso e ocupação do solo, predomina uma economia baseada principalmente na agricultura de subsistência, na pecuária extensiva e no extrativismo vegetal com uma taxa média de urbanização de 50%, densidade populacional de aproximadamente 26 hab/km<sup>2</sup> e uma cobertura de saneamento básico de 46%. Nela, localiza-se o segundo maior reservatório do Ceará, o Orós, com uma capacidade de acumulação de 1940 hm<sup>3</sup>. Embora seja o maior da região, sua contribuição hídrica para esta é irrelevante, uma vez que seu barramento se localiza no exutório da bacia. Assim, possui como principais atribuições garantir a perenização do rio Jaguaribe a jusante além da oferta hídrica para as bacias subsequentes (Ceará, 2008, 2009).

A sub-bacia do Médio Jaguaribe, por sua vez, abrange uma área de 10504 km<sup>2</sup>. Possui iguais características hidrogeológicas e climáticas da sub-bacia do Alto Jaguaribe, predominando, porém, principalmente os tipos de solo neossolo litólico, luvisolo crômico e planossolos. Trata-se de uma região com taxa média de urbanização de 49%, densidade populacional de aproximadamente 22 hab/km<sup>2</sup>, com uma cobertura de saneamento básico de apenas 33% cuja economia é baseada majoritariamente nos setores de serviços e agropecuário. Localiza-se nela o reservatório Castanhão, com 6700 hm<sup>3</sup> de capacidade de acumulação, configurando-se o maior reservatório do estado do Ceará (Ceará, 2008, 2009).

A vazão afluente aos reservatórios estudados foi determinada por meio de balanço hídrico diário onde os dados de vazão retirada do reservatório, o volume diário e a curva Cota-Área-Volume foram obtidos junto ao Portal Hidrológico do Ceará da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH, 2017). Já a precipitação média diária foi obtida junto a Funceme (2018) enquanto a evaporação média mensal das Normais Climatológicas em Brasil (2018). Os dados de concentração de fósforo total na coluna de água dos reservatórios também foram obtidos junto à COGERH (2017). Ressalta-se que as amostras são coletadas próximo ao barramento do reservatório, junto à captação, e as análises de qualidade da água foram realizadas conforme descrito pela APHA (2005). A Figura 1 apresenta a localização das sub-bacias e dos reservatórios estudados no estado do Ceará, Brasil.

Para estimar a carga afluente de fósforo total aos reservatórios foram utilizados o volume do reservatório (V), a vazão de saída (Q) e concentração de fósforo total na coluna de água (P). A partir dos dados, utilizou-se o modelo de balanço de massa em hipótese de mistura completa, sugerido por Vollenweider (1968), como base para obtenção da carga de fósforo total afluente. A Equação (1) apresenta este modelo, a Equação (2) apresenta a sua solução analítica e a Equação (3) apresenta o rearranjo do modelo para previsão da carga de fósforo total afluente.



**Figura 1.** Localização dos reservatórios estudados, Orós e Castanhão, e suas respectivas sub-bacias no estado do Ceará- Brasil.

$$V \frac{dP}{dt} = W(t) - Q_s \cdot P - k \cdot V \cdot P \quad \text{Equação (1)}$$

$$P(t) = P_o \cdot e^{-\left(\frac{Q_s}{V} + k\right) t} + \frac{W}{Q_s + k \cdot V} \left(1 - e^{-\left(\frac{Q_s}{V} + k\right) t}\right) \quad \text{Equação (2)}$$

$$W(t) = \left(P(t) - P_o \cdot e^{-\left(\frac{Q_s}{V} + k\right) t}\right) \cdot \frac{Q_s + k \cdot V}{\left(1 - e^{-\left(\frac{Q_s}{V} + k\right) t}\right)} \quad \text{Equação (3)}$$

P(t): Concentração de fósforo total ao longo do tempo (kg/m<sup>3</sup>)

P<sub>o</sub>: Concentração de fósforo total no instante inicial (kg/m<sup>3</sup>)

T: Tempo (s)

V: Volume do reservatório (m<sup>3</sup>)

W: Carga de fósforo afluyente (kg/s)

Q<sub>s</sub>: Vazão de saída do reservatório (m<sup>3</sup>/s)

k:  $\frac{4}{\sqrt{Tr}}$ , Coeficiente de decaimento do fósforo (ano<sup>-1</sup>) proposto por Toné & Lima Neto (2018)

Tr:  $\frac{V}{Q_s + E}$ , Tempo de residência hidráulico do reservatório (ano)

E: Evaporação média (m<sup>3</sup>/s)

A escolha do modelo transiente proposto pela Equação (2) adequa-se particularmente aos reservatórios estudados dada a elevada variação dos parâmetros  $V$ ,  $Q$  e  $W$  em função do clima semiárido da região. Acrescenta-se, também, que em comparação aos reservatórios das regiões temperadas e tropicais, o coeficiente de decaimento do fósforo é mais elevado nos reservatórios do semiárido devido às maiores temperaturas da água, resultando assim em um efeito combinado de aumento da taxa de consumo pelas algas e de diminuição da viscosidade da água, favorecendo a sedimentação do fósforo (Toné & Lima Neto, 2018). Por esta razão, optou-se pela utilização do coeficiente de decaimento do fósforo proposto para reservatórios do semiárido brasileiro por Toné & Lima Neto (2018), em que este utilizou catorze reservatórios de quatro estados nordestinos, dos quais três eram reservatórios cearenses, assumindo-se então a representatividade para os reservatórios em análise.

Os valores de carga modelados foram comparados ao valor de carga média estimado pela COGERH e constantes no Inventário Ambiental de monitoramento de cada reservatório buscando-se avaliar a diferença média percentual e o coeficiente de variação. A partir da carga de fósforo total e da vazão afluente, estimou-se a concentração de fósforo total afluente para cada reservatório através da Equação (4).

$$W = C \cdot Q$$

Equação (4)

Onde

W: Carga de fósforo afluente (kg/s)

C: Concentração de fósforo total (kg/m<sup>3</sup>)

Q: Vazão afluente (m<sup>3</sup>/s)

Assim, com os valores da concentração de fósforo total e vazão na seção de entrada dos reservatórios, ajustou-se um modelo simplificado para cada reservatório buscando identificar o comportamento desse parâmetro. Por meio de análise de regressão buscou-se obter a melhor correlação entre as variáveis, considerando a maior significância do coeficiente de correlação, em nível de significância de 5%, e a adequação às características reais do fenômeno estudado. Ademais, prosseguiu-se com análise de qualidade da água, nas seções de entrada e nos reservatórios, quanto ao atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, (Brasil, 2005), para a concentração de fósforo total, considerando Classe II de enquadramento para ambos os corpos hídricos. Obteve-se também os valores da concentração de fósforo total superados em 10% e 90% do tempo de análise caracterizando-os como as concentrações de referência  $C_{10}$  e  $C_{90}$ , respectivamente.

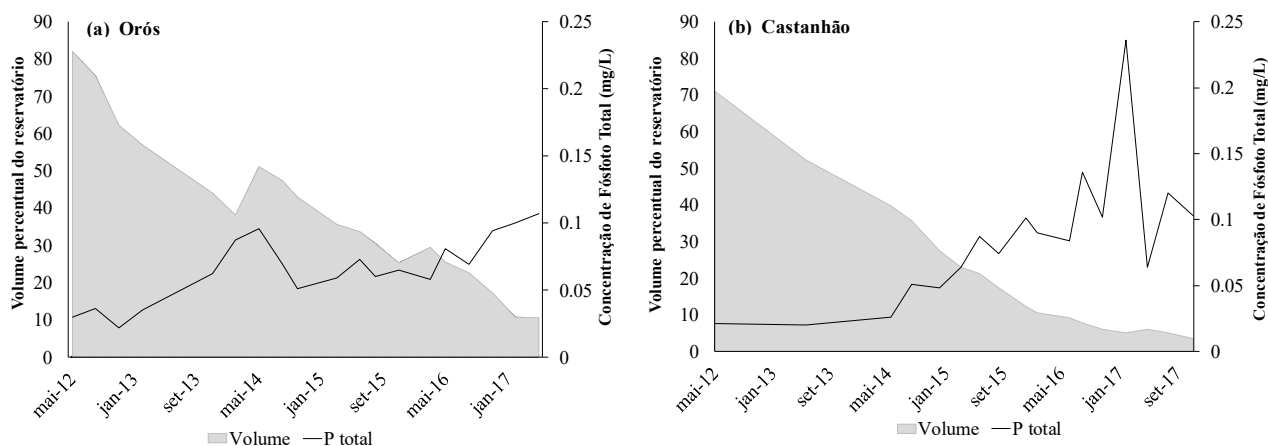
Por fim, realizou-se uma análise de cenários avaliando a concentração de P na coluna d'água dos reservatórios para diferentes concentrações de P na vazão afluente. Tomou-se os valores P para vazão de entrada de 0.1 e 0.15 mg/L, obedecendo os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005

para classes II e III em ambientes lóticos, respectivamente, para assim avaliar se os reservatórios obedecem aos limites da classe que se enquadram ou a quais classes se adequam quanto a esse parâmetro.

Para obter a concentração de P total na coluna de água dos reservatórios nos cenários propostos utilizou-se a Equação (2) em regime permanente, assumindo-se para as variáveis volume (V) e tempo de residência hidráulico (TR) valores médios dentro do período estudado para cada reservatório, de maneira a se avaliar apenas o impacto da vazão afluente nessa variável. Tomou-se, então, a carga afluente (W) como produto da vazão afluente, obtida a partir dos modelos propostos para cada reservatório, com a concentração de fósforo total afluente normalizada para ambientes lóticos nas duas situações anteriormente descritas.

### Resultados e discussão

A Figura 2 apresenta a série volumétrica percentual e as respectivas concentrações de fósforo total nos reservatórios Orós e Castanhão, caracterizando a variação desses parâmetros ao longo do período de tempo estudado. A concentração, embora variável, apresentou uma tendência previsível aumentando gradualmente enquanto o volume no reservatório diminuiu progressivamente ao longo de todo o tempo de estudo, sendo esta contínua diminuição volumétrica consequência principal do período de seca prolongada no Nordeste. Ademais, o clima semiárido característico das sub-bacias em estudo é marcado pela elevada variabilidade na presença e intensidade das chuvas. Porém, estas precipitações esporádicas, mas de elevada intensidade, também podem contribuir significativamente para a degradação da qualidade da água do reservatório a longo prazo (Schulz, 2001).



**Figura 2.** Variação da Concentração de Fósforo Total e do Volume percentual dos reservatórios (a) Orós e (b) Castanhão durante o período de tempo analisado.

Quanto ao parâmetro coeficiente de decaimento do fósforo total, apresenta-se na Tabela 1 o coeficiente de decaimento médio e o desvio padrão obtidos para ambos os reservatórios estudados por meio do modelo proposto por Toné & Lima (2018) para regiões semiáridas e pelos modelos propostos por Vollenweider (1968) e Salas e Martino (1991) para regiões temperadas e tropicais, respectivamente.

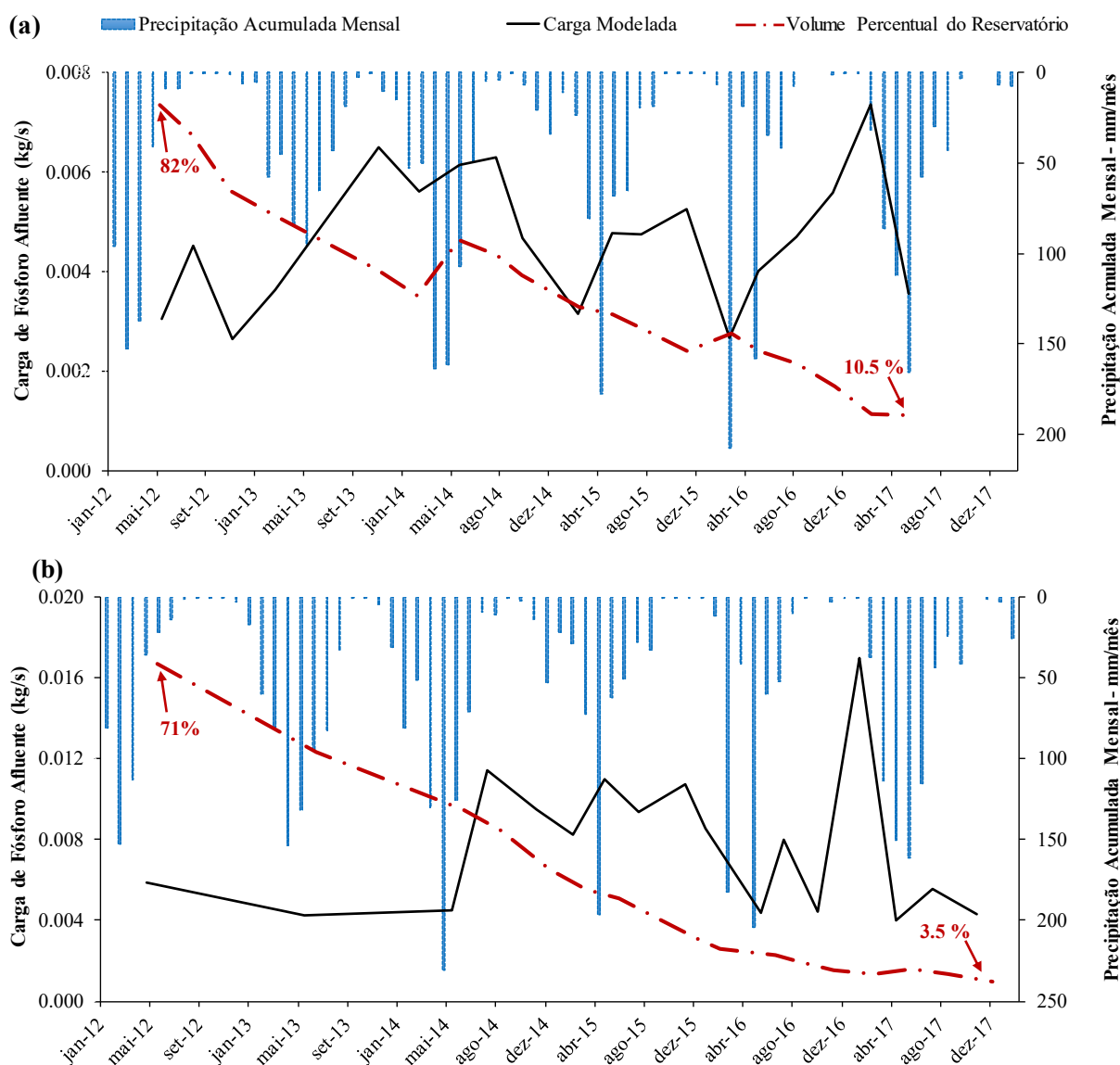
**Tabela 1.** Coeficiente de decaimento do fósforo estimado por diferentes modelos da literatura para os reservatórios estudados.

Reservatório / Modelo Proposto	Coeficiente de decaimento do fósforo (k) ano <sup>-1</sup>			
	Orós		Castanhão	
	$\bar{k}$	s	$\bar{k}$	s
Toné & Lima (2018)	3.3	1.2	3.1	1.0
Salas e Martino (1991)	1.6	0.6	1.6	0.5
Vollenweider (1968)	0.8	0.3	0.8	0.2

Observa-se um coeficiente mais elevado para o modelo de Toné & Lima (2018) em comparação aos demais. Ademais, os valores de coeficiente de decaimento do fósforo obtidos por este autor para os reservatórios rurais do Nordeste variaram de 2.23 a 9.05 ano<sup>-1</sup>, faixa em que se encontra o coeficiente médio dos reservatórios estudados.

A partir do modelo apresentado na Equação 3 com o coeficiente de decaimento do fósforo proposto por Toné & Lima Neto (2018), estimou-se a carga de fósforo afluente aos reservatórios ao longo do período de estudo.

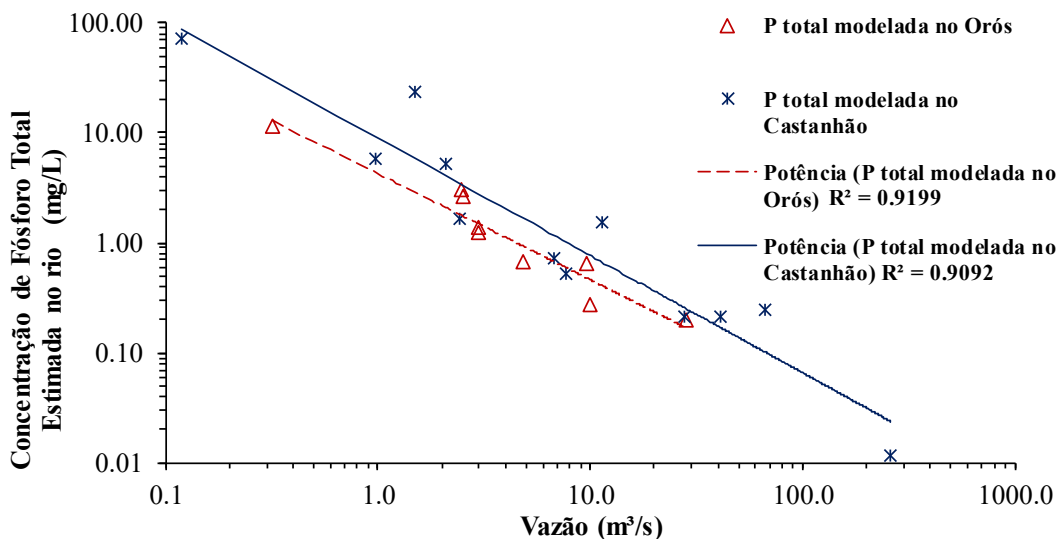
Observa-se na Figura 3 uma elevada variabilidade da carga de fósforo afluente modelada para os reservatórios ao longo do tempo. Tal aspecto é esperado principalmente devido a variabilidade das diversas variáveis envolvidas, sendo uma das mais notáveis o volume do reservatório, que diminuiu significativamente devido à seca durante o período de estudo. Ademais, o reservatório Castanhão apresentou um aporte de carga superior ao Orós para o período analisado. Em comparação a carga média aportada estimada pela COGERH, o Orós apresentou uma diferença média percentual de 76% e Coeficiente de variação 0.28. Já o Castanhão apresentou diferença média percentual 63% e coeficiente de variação 0.46. Obteve-se também que, para ambos os reservatórios, a carga modelada apresentou valores inferiores ao valor médio estimado pela COGERH para todo o período estudado.



**Figura 3.** Carga afluente de fósforo total modelada para os reservatórios (a) Orós e (b) Castanhão para o período de 2012 a 2017 junto à precipitação mensal durante o mesmo período. O volume percentual do Orós variou de 82% em janeiro de 2012 a 10.5% em maio de 2017 e do Castanhão de 71% a 3.5% nos referidos meses.

Uma vez determinadas as cargas e vazões afluentes aos reservatórios, pôde-se estimar a concentração de fósforo total afluente e ajustar um modelo simplificado entre vazão e concentração para cada reservatório, como mostra a Figura 4. Verifica-se que a concentração de P afluente apresenta um regime de diluição simples nos modelos propostos para ambos os reservatórios com a diminuição da concentração à medida que a vazão aumenta.

Bowes *et al.*, (2008) relata que rios onde aportam predominantemente cargas pontuais tendem a ter os maiores valores de concentração nos períodos de baixas vazões e, reciprocamente, a concentração diminuirá para elevadas vazões. Para o reservatório Orós, a seção de controle do rio Jaguaribe estudada encontra-se na cidade de Iguatu – CE, uma das mais populosas e desenvolvidas do estado, porém, com baixíssima cobertura de saneamento básico, apenas 1.8% dos domicílios (IPECE – Anuário Estatístico do Ceará, 2008), podendo-se então explorar que tal aspecto já representa significativamente a carga afluyente pontual aportada ao rio. Jarvie *et al.*, (2006) apontam que as cargas pontuais provenientes de efluentes domésticos ou industriais representam um risco maior para a eutrofização de rios do que cargas difusas da agricultura, ainda que na zona rural. Deve-se ressaltar então que em apenas cinco cidades da bacia do reservatório Orós há culturas mais expressivas de milho, feijão e arroz as quais contribuem percentualmente com uma carga difusa estimada de fósforo total de apenas 10.6% enquanto as cargas pontuais estimadas provenientes do esgotamento e piscicultura equivalem a aproximadamente 72.3% (Ceará, 2011).



**Figura 4.** Relação entre vazão afluyente e Concentração de Fósforo Total afluyente modelada discretamente para seção de entrada dos reservatórios analisados.

As Equações (5) e (6) apresentam a curva de relação de potência entre as variáveis apresentadas ajustadas para o Orós e Castanhão, respectivamente, conforme apresentado na Figura 4. O ajuste priorizou o elevado coeficiente de correlação bem como a coerência em relação ao fenômeno físico. Para ambos os reservatórios as análises de variância apresentaram  $P < 0.0001$  para um nível de significância de 5%.



$$PT = 4.262 Q_e^{-0,964}$$

Equação (5)

$$PT = 8.884 Q_e^{-1,065}$$

Equação (6)

Onde PT é a concentração de fósforo total na água afluyente ao reservatório e  $Q_e$  é a vazão afluyente.

Avaliou-se também a qualidade da água quanto ao parâmetro fósforo total de acordo com o atendimento aos valores de referência da Resolução CONAMA 357/2005 considerando a classe II de enquadramento, classe assumida para reservatórios ainda não enquadrados. A Figura 5 apresenta a disposição dos dados da concentração de fósforo total dos corpos hídricos estudados, nos reservatórios e respectivas seções de entrada. Observa-se que os valores apresentados na Figura 6 encontram-se, em geral, superiores ao valor limite de referência da resolução de 0.1 mg/L para rio, nas seções de entrada, e de 0.03 mg/L para reservatório. Esse aspecto indica que os reservatórios estão mais susceptíveis ao processo de eutrofização visto que o fósforo é um dos principais nutrientes limitantes para esse fenômeno (Sternier 2008; Filstrup *et al.*, 2014; Wiegand *et al.*, 2016). A situação de seca prolongada a que estiveram submetidos durante o período, com a conseqüente alteração da qualidade de suas águas devido à drástica variação volumétrica, aliada ao aporte excessivo de carga advindo dos usos da bacia e do reservatório, contribuem diretamente para esse cenário (Lopes *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2016; Lacerda *et al.*, 2018).

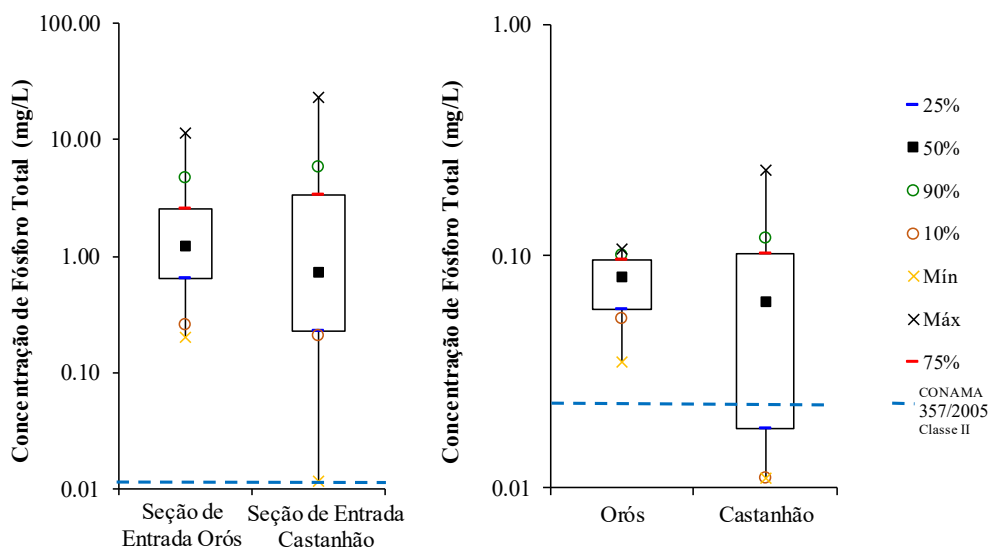
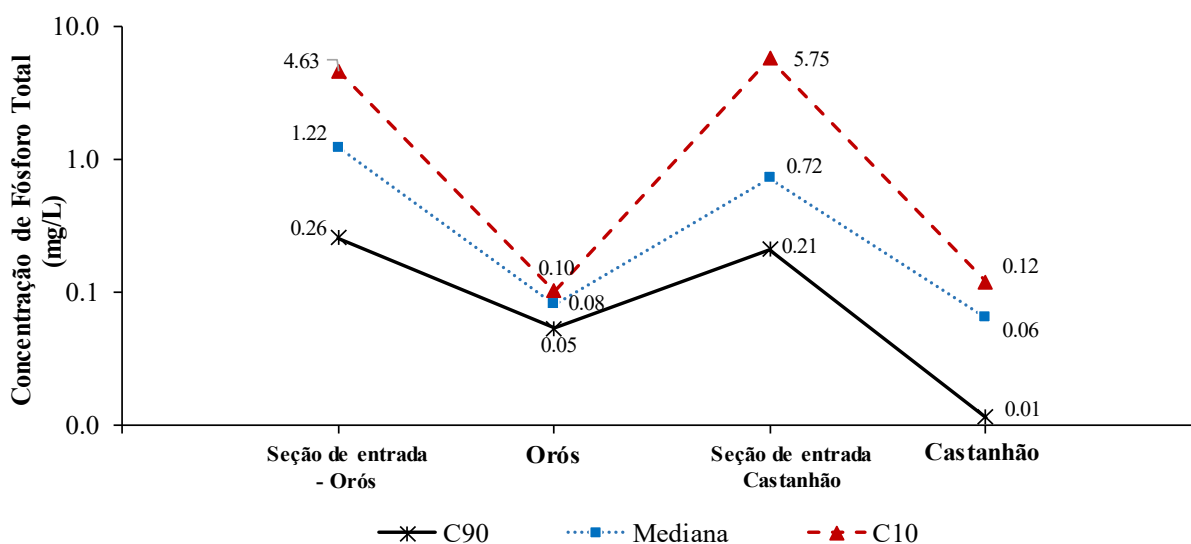


Figura 5. Estatísticas da concentração de fósforo total: (a) Modelada na seção de entrada dos reservatórios e (b) Medida junto ao barramento dos reservatórios.

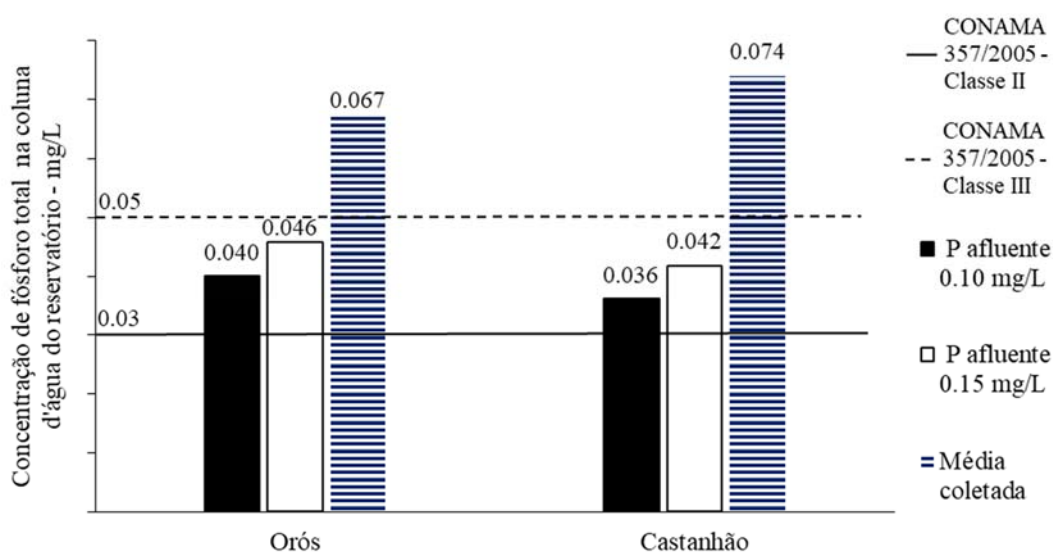
Obteve-se também as concentrações de referência  $C_{10}$ , concentração de fósforo total superada em 10% do tempo, e  $C_{90}$ , concentração de fósforo total superada em 90%, para os reservatórios, apresentadas na Figura 6. Para o Orós, a concentração superada em 90% do tempo já é maior que a concentração máxima admissível pela Resolução CONAMA 357/2005 para a classe II e, nas duas seções estudadas, a concentração superada em 10% do tempo de estudo supera o valor característico para a concentração de fósforo total no esgoto de 4.0 mg/L (Sperling, 2007).

Avaliando-se ainda o aspecto de que os reservatórios estudados se encontram em sequência, as Figuras 5 e a Figura 6, posteriormente apresentada, indicam que as concentrações do Castanhão são consistentemente inferiores às do Orós. Conforme ressaltado na descrição das características de uso e ocupação do solo das bacias dos dois reservatórios, a bacia do Médio Jaguaribe, que pode produzir um acréscimo de contribuição para o Castanhão, não possui expressivo uso do solo voltado para a agricultura e pecuária como a bacia do reservatório Orós, logo, pode-se considerar esse relevante aspecto explicativo para a diminuição da concentração de fósforo total e a melhoria na qualidade da água observada no Castanhão bem como ao fato que os reservatórios encontram-se em sequência, condição esta que pode contribuir para melhoria da qualidade da água ao longo da série de reservatórios (Tundisi, 1981; Cook *et al.*, 2010; Lu *et al.*, 2016).



**Figura 6.** Concentrações de fósforo total nos corpos hídricos superadas em 10% e em 90% do tempo estudado e a concentração mediana.

Por fim, a Figura 7 apresenta a avaliação de cenários de diferentes concentrações de P aportadas e o impacto à concentração de P na coluna de água dos reservatórios. Através de modelagem em regime permanente, obteve-se a concentração de fósforo total nos reservatórios considerando-se a vazão afluente com concentrações iguais aos limites de referência em ambientes lóticos para classes II e III, respectivamente, ( $P=0.10$  e  $P=0.15$  mg/L). A classe I possui limite igual a classe II e a classe IV não limita P, sendo, portanto, não simuladas.



**Figura 7.** Concentrações de fósforo total na coluna d'água dos reservatórios para diferentes concentrações de P na vazão afluente em comparação a concentração P média medida nos reservatórios.

Obtiveram-se as concentrações na coluna d'água do Orós de 0.04 e 0.046 mg/L e do Castanhão de 0.036 e 0.074 mg/L, com a vazão afluente respeitando as classes II e III, respectivamente. Verifica-se então que os reservatórios não atingem o valor limite da concentração de P total de 0.03 mg/L para a classe II, ainda que seja considerada a concentração afluente dentro dos limites dessa classe para ambientes lóticos. Entretanto, ambos os reservatórios conseguem alcançar valores para a concentração de P total na coluna d'água inferiores a 0.05 mg/L quando a concentração P afluente é de 0.15 mg/L, ressaltando então que em um cenário onde a vazão afluente do rio se enquadrasse na classe III quanto ao parâmetro P total ambos os reservatórios também se enquadrariam.

## Conclusões

O presente trabalho avaliou o comportamento da concentração de fósforo total para diferentes níveis de vazão em dois reservatórios rurais estratégicos do semiárido cearense, Orós e Castanhão, em cascata. Para cada reservatório desenvolveu-se um modelo simplificado para a previsão da concentração de fósforo total em função da vazão aportada. A partir das equações propostas observou-se que ambos apresentaram regime de diluição simples, diminuição da concentração de PT à medida que a vazão aumenta. Os resultados mostraram ainda um comportamento esperado para a concentração de PT para reservatórios em série, havendo uma diminuição progressiva na concentração.

Obteve-se também as concentrações de fósforo total superadas em 10% e 90% do tempo nas vazões afluentes e na coluna d'água dos reservatórios com  $C_{10}$  e  $C_{90}$  no Orós de 0.01 e 0.05 mg/L e no Castanhão de 0.11 e 0.01 mg/L. Verificou-se ainda que os reservatórios estudados estão em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (classe II) com relação ao fósforo total (PT > 0.03 mg/L) em 89.5% e 82.4% do tempo analisado para Orós e Castanhão, respectivamente. Por fim, a análise de cenários de melhoria da qualidade da água afluente quanto ao parâmetro fósforo total indicaram que os reservatórios não atingem a concentração de PT para classe II ainda que a vazão afluente estivesse atendendo à classe II para ambientes lóticos.

## Referências bibliográficas

- APHA, American Public Health association (2005). *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater*. 21st Ed. Washington: APHA. 1083p.
- Araújo, G. M., Lima Neto, I. E. (2019). Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **91**(3): 1678-2690. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920180441>
- Bowes, M. J., Jim, T. S., Jarvie, H. P., Neal, C. (2008) Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources, *Science of the total environment*, **395**(2-3), 125-138. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.054>
- Brasil (2018) Instituto Nacional de Meteorologia, INMET. Normais climatológicas. Acesso em 01 de março de 2018, disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>
- Brasil (2005) Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 – In: Resoluções, 2005. Acesso em 10 de novembro de 2017, disponível em: <http://www.mma.gov.br>
- Carney, H.J., Binford, M.W., Marin, R.R., Goldman, C.R. (1993) Nitrogen and phosphorus dynamics and retention in ecotones of Lake Titicaca, Bolivia/Peru. *Hydrobiologia*, **82**(251), 39-47. doi: [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-1602-2\\_6](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-1602-2_6)
- Ceará, (2011) *Inventário Ambiental do Açude Orós*, Secretaria de Gestão de Recursos Hídricos, SRH. Governo do Estado do Ceará Acesso em 05 de fevereiro de 2017, disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/arquivos/inventarios/ORÓS.pdf>
- Ceará, (2009) *Caderno regional da sub-bacia do Médio Jaguaribe*, Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas, v. 5. Fortaleza: INESP, 119 pp.

- Ceará (2008) *Anuário estatístico do Ceará, Fortaleza*. Governo do Estado do Ceará, Instituto de Pesquisa Estratégica do Ceará, IPECE. Acesso em 02 de fevereiro de 2017, disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/anuario-estatistico-do-ceara/>
- COGERH, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (2017) Monitoramento Quantitativo e Qualitativo dos Recursos Hídricos. Acesso em 02 de setembro de 2017, disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/qualidade/eutrofizacao>
- Cook, P. L. M., Aldridge, K. T., Lamontagne, S., Brookes, J.D. (2010) Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system, *Biogeochemistry*, **99**(1-3), 49-63. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-009-9389-6>
- De Farias Mesquita, J. B., Lima Neto, I. E., Raabe, A., De Araújo, J. C. (2020) The influence of hydroclimatic conditions and water quality on evaporation rates of a tropical lake. *Journal of Hydrology*, **590**, 125456. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125456>
- Edmondson, W. T., Vollenweider, R. A. (1968) Water management research. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Co-operation and Development. *Limnology and Oceanography*, **15**(1), 169-170. doi: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1970.15.1.0169>
- Filstrup, C. T., Wagner, T., Soranno, P. A., Stanley, E. H., Stow, C. A., Webster, K. E., Downing, J. A. (2014) Regional variability among nonlinear chlorophyll phosphorus relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, **59**(5), 1691–1703. doi: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2014.59.5.1691>
- FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia (2018) *Calendário de Chuvas do estado de Ceará*. Acesso em 31 de maio de 2018, disponível em: <http://www.funceme.br/app/calendario/>
- Holas, J., Holas, M., Chour, V. (1999) Pollution by phosphorus and nitrogen in water streams feeding the Zelivka drinking water reservoir, *Water Science and Technology*, **39**(12), 207-214. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00337-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00337-6)
- Jarvie, H. P., Neal, C., Withers, P. J. A. (2006) Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?, *Science of The Total Environment*, **360**(1-3), 246-253. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.038>
- Johnes, P. J. (1996) Evaluation and management of the coefficient land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach, *Journal of Hydrology*, **183**(3-4), 323-349. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6)
- Jorgensen, S. E., Vollenweider, R. A., Vannucci, D., Tundisi, J. G. (2000) Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Princípios para o gerenciamento de lagos, ILEC/IIE/UNEP, São Carlos, 200 pp.
- Koski-vahala, J., Hartikainen, H. (2001) Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment, *Journal of Environmental Quality*, **30**(3), 960-966. doi: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.303960x>
- Krug, A. (1993) Drainage history and land use pattern of a Swedish river system - their importance for understanding nitrogen and phosphorus load, *Hydrobiologia*, **251**(1-3), 285-296. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00007188>
- Lacerda, L. D., Santos, J. A., Marins, R. V., Silva, F. A. T. F., (2018) Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: The Castanhão Reservoir, Ceará State, *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **90**(21), 2073-2096. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201820180085>
- Lamparelli, M. C. (2004) *Grau de Trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 235p.
- Lopes, F. B., Eunice, M. A., Meireles, A. C. M., Becker, H., Batista, A. A. (2014) Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **18**(4), 437-445. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662014000400012>
- Lu, T., Chen, N., Duan, S., Chen, Z., Huang, B. (2016) Hydrological controls on cascade reservoirs regulating phosphorus retention and downriver fluxes, *Environmental Science And Pollution Research*, **23**(23), 24166-24177. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7397-3>

- Mcdowell, R. W., Sharpley, A. N., Condon, L. M., Haygarth, P. M., Brookes, P. C. (2001) Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **59**(3), 269-284. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1014419206761>
- Mekonnen, M. M., Hoekstra, A. Y. (2018) Global Anthropogenic Phosphorus Loads to Freshwater and Associated Grey Water Footprints and Water Pollution Levels: A High-Resolution Global Study, *Water Resources Research*, **54**(1), 345-358. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/2017wr020448>
- Noges, P., Jarvert, A., Tuvikene, L., Noges, T. (1998) The budgets of nitrogen and phosphorus in a shallow eutrophic Lake Võrtsjarv, Estonia, *Hydrobiologia*, **363**(1), 219-227. doi: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003165419934>
- Parry, R. (1998) Agriculture phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency perspective, *Journal of Environmental Quality*, **27**(2), 258-261. doi: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020003x>
- Pacheco, C. H. A., Lima Neto, I. E. (2017). Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake J Environ Eng 143(12): 06017010, 1-8.
- Rocha, S. M. G., Mesquita, J. B. F.; Lima Neto, I. E. (2019) Análise e modelagem das relações entre nutrientes e fitoplâncton em reservatórios do Ceará. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, **54**, 134-147.
- Santos, J., Marins, R., Aguiar, J., Challar, G., Silva, F. A., Lacerda, L. D. (2016) Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions, *Journal of Limnology*, **76**(1), 41-51. doi: <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1433>
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B.R., Peterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., Kasian, S.E. (2008) Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(32): 11254–11258. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- Schulz, Ralf (2001) Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: Importance of a single event, *Water Research*, **35**(8), 1869-1876. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00458-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00458-9)
- Sharpley, A. N., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P. (2013) Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment, *Journal of Environmental Quality*, **42**(5), 1308-1326. doi: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>
- Sperling, M. V. (2014) *Estudos da modelagem da qualidade da água de rios*, 2a ed, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, 588 pp.
- Sterner, R. W. (2008) On the phosphorus limitation paradigm for lakes, *International Review of Hydrobiology*, **93**(4-5), 433-445. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.200811068>
- Toné, A. J. A., Lima Neto, I. E. (2018) Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. *Revista DAE*, **68**(221), 142-156. doi: <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2020.012>
- Tundisi, J.G (1981) Typology of reservoirs in Southern Brazil, *Sil Proceedings, 1922-2010*, **21**(2), 1031–1039. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03680770.1980.11897128>
- Sperling, M. V. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*, Iwa Publishing, New York, 292 pp.
- Wiegand, M. C.; Piedra, J. I. G.; Araújo, J. C. (2016) Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(2), 415-424. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016139527>
- Wiegand, M. C., Nascimento, A. T. P., Costa, A. C., Lima Neto, I. E. (2020) Avaliação de nutriente limitante da produção algal em reservatórios do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (IMPRESSA)*, **55**, 456-478. doi: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200681>
- Wiegand, M. C., Nascimento, A. T. O., Costa, a. C., Lima Neto, I. E. (2021) Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. *Journal of Arid Environments*, **184**, 104321. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>
- Young, W. J., Marston, F. M., Davis, R. J., (1996) Nutrient exports and land use in Australian catchments, *Journal of Environmental Management*, **47**(2), 165-183. doi: <http://dx.doi.org/10.1006/jema.1996.0043>

# REVISTA AIDIS

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

## ESTUDO DAS EMISSÕES DE BIOGÁS EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Laís Roberta Galdino de Oliveira<sup>1</sup>  
José Fernando Thomé Jucá<sup>1</sup>  
Maria Odete Holanda Mariano<sup>1</sup>  
\* Alison de Souza Norberto<sup>1</sup>

### STUDY OF BIOGAS EMISSIONS BY TOP COVER OF MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS

Recibido el 25 de enero de 2019; Aceptado el 18 de enero 2020

#### Abstract

*This work evaluated biogas emissions over time in an experimental cell located at the Muribeca solid waste landfill, Jaboatão dos Guararapes / PE, Brazil. In this sense, measurements of flow rates and concentrations of methane (CH<sub>4</sub>) and carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) were made by the drainage system and the coverage layer over a period of 3 years. Determination of the flow of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> in the gas drains was performed by inserting a thermo-anemometer transversely to the direction of flow of the gas flow in the pipe and cover layer static flow. Three-layer configurations were used, the first layer, called the conventional layer was formed by compacted soil, the second layer, called the capillary barrier, consisted of a crushed stone sublayer and a compacted soil sublayer, and the third layer, called oxidative layer, was composed of a mixture of soil and organic compost. During the monitoring period it can be observed that the biogas emissions by the cover layers were lower in the rainy periods, the Capillary Layer for example, in the rainy season presented emissions of 2% of CH<sub>4</sub> and 4% of CO<sub>2</sub>, while in the dry season. it had emissions of 9% of CH<sub>4</sub> and 25% of CO<sub>2</sub>.*

**Keywords:** biogas, coverage layer, drainage system, emissions, solid waste landfill.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Brasil.

\* Autor correspondente: Universidade Federal de Pernambuco, Campus Acadêmico do Agrste. Rodovia BR 104 KM 59 s/n, Sítio Juriti, Nova Caruaru, 55002970 - Caruaru, PE – Brasil. Email: [alison\\_norberto@hotmail.com](mailto:alison_norberto@hotmail.com)

## Resumo

Este trabalho avaliou as emissões de biogás ao longo do tempo em uma célula experimental localizada no aterro de resíduos sólidos da Muribeca, Jaboatão dos Guararapes/PE, Brasil. Neste sentido, foram realizadas medições de vazões e concentrações de metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) pelo sistema de drenagem e na camada de cobertura no período de 3 anos. As determinações do fluxo de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  nos drenos de gases foram realizadas por meio da inserção de um termo-anemômetro transversalmente ao sentido do escoamento do fluxo de gás na tubulação e na camada de cobertura, utilizou-se a metodologia do ensaio com placa de fluxo estática. Foram utilizadas três configurações de camadas, a primeira camada, denominada de camada convencional era formada por solo compactado, a segunda camada, denominada de barreira capilar, era constituída por uma subcamada de pedra britada e por uma subcamada de solo compactado, e a terceira camada, denominada de camada oxidativa, era composta por uma mistura de solo e composto orgânico. Durante o período de monitoramento pode-se observar que as emissões de biogás pelas camadas de cobertura foram menores nos períodos chuvosos, a Camada Capilar por exemplo, no período chuvoso apresentou emissões de 2% de  $\text{CH}_4$  e 4% de  $\text{CO}_2$ , já no período seco a mesma apresentou emissões de 9% de  $\text{CH}_4$  e 25% de  $\text{CO}_2$ .

**Palavras chave:** biogás, aterro de resíduos sólidos, camada de cobertura, emissões, sistema de drenagem.

## Introdução

A degradação anaeróbia da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos é uma fonte importante dos principais gases responsáveis pelo aquecimento global, o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), sendo denominados gases de efeito estufa (GEE) (Oliveira, 2013).

O efeito estufa é um fenômeno que ocorre de forma natural na atmosfera, que mantém a temperatura no planeta Terra. No entanto, devido ao aumento na concentração dos GEE proveniente, principalmente, das atividades humanas, espera-se que o efeito estufa se intensifique, e conseqüentemente aumento das temperaturas do planeta (Alves, 1998).

Neste contexto, Paz et al. (2015) afirmam que os aterros sanitários são fontes significativas de metano, sendo responsáveis por 11% das emissões totais de  $\text{CH}_4$  provenientes de diversos setores da economia tais como produção de energia, processos industriais, agropecuária mudanças no uso da terra e tratamento de resíduos.

Com a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010, agregaram-se instrumentos importantes para o enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos (Brasil, 2010). No âmbito de destinação final dos resíduos, a PNRS criou uma meta para a eliminação dos lixões existentes e a disposição ambientalmente adequada dos resíduos sólidos.

Com a disposição adequada em aterros sanitários tem-se um conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente contra danos e degradações. Um destes sistemas de proteção ao meio ambiente é a camada de cobertura final, que funciona como uma barreira



de impermeabilização dos resíduos a condições do ambiente externo, impedindo a infiltração da água precipitada (diminuindo a taxa de formação de lixiviado) e a liberação de gases para a atmosfera (Mariano, 2008).

Segundo Barlaz et al. (2004, apud Teixeira et al., 2009), os sistemas de drenagem de biogás mais eficientes são capazes de captar de 75% do biogás gerado em um aterro sanitário, entretanto, na maioria dos casos a eficiência está entre 40 e 60%, o excedente pode atravessar a camada de cobertura e escapar para a atmosfera (emissões fugitivas). Spokas et al. (2006) aferem que camadas de coberturas eficientes podem reter mais de 84% dos gases dentro da massa do aterro. Já os estudos desenvolvidos por Lombardi et al. (2006) mostram que a relação entre os valores de produção de gás calculados por equações já desenvolvidas em relação aos valores de gás medidos durante a recuperação, é de um reaproveitamento entre 50 a 80% deste gás gerado.

Para a medição do fluxo de gases pelas camadas de cobertura, os principais métodos de investigação correspondem à placa de fluxo estática, placa de fluxo dinâmica e análises por infravermelho (Mariano; Jucá, 2010). A utilização de placas de fluxo apresenta vantagens por ser um método mais preciso para a determinação do fluxo pontual, exige mão de obra pouco especializada, além de possibilitar a determinação das características e parâmetros do solo de cobertura no local do ensaio, como também permite a avaliação simultânea de diversos gases, além de possibilitar a análise da influência da idade do resíduo, das condições atmosféricas e das pressões do gás no contato solo-resíduo (Cossu et al., 1997, apud Mariano; Jucá, 2010).

Diante desta problemática, nota-se a importância de investigar se as camadas de cobertura estão cumprindo sua função de isolar os resíduos aterrados e minimizar as emissões de agentes poluentes no meio ambiente, bem como avaliar seu desempenho ao longo dos anos.

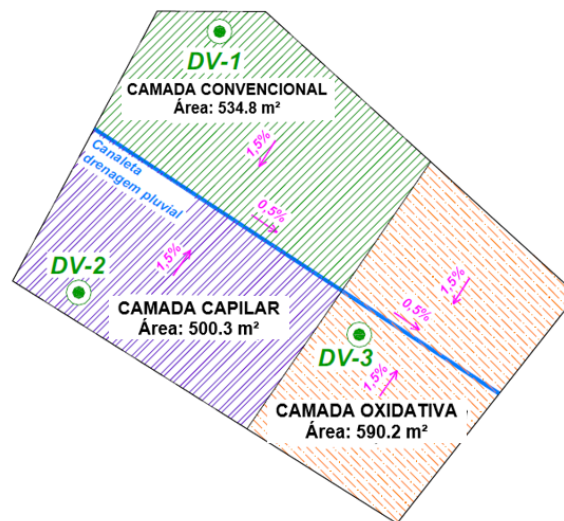
O objetivo desta pesquisa foi avaliar as emissões de biogás das camadas de cobertura existentes na célula experimental do Aterro da Muribeca. Foram monitoradas por um período de 3 anos, através do ensaio de placa de fluxo e em termos de fluxo do gás metano. Com isso foram avaliadas as eficiências das camadas de cobertura.

## **Material e métodos**

### **Caracterização da área de estudo**

Este estudo foi realizado na Célula Experimental da Muribeca, localizada no Aterro Controlado de mesmo nome, no município de Jaboatão dos Guararapes, Estado de Pernambuco, Brasil. A Célula Experimental possui uma área de base de 5,993 m<sup>2</sup> e altura máxima de 9 metros, distribuída em dois patamares com três e seis metros de altura. A capacidade de RSU da célula é de aproximadamente 36,659 m<sup>3</sup>.

A camada de cobertura dos taludes e da berma era do tipo convencional, constituída de cerca de 0.60 m de solo compactado, enquanto a cobertura do platô superior foi dividida em três regiões com diferentes composições de materiais para avaliação da eficiência de retenção do biogás na camada final (Figura 1). Salienta-se que as camadas de cobertura foram construídas diretamente sobre o resíduo aterrado, sem nenhuma camada de distribuição de gás entre os resíduos e o solo compactado (Oliveira, 2013).



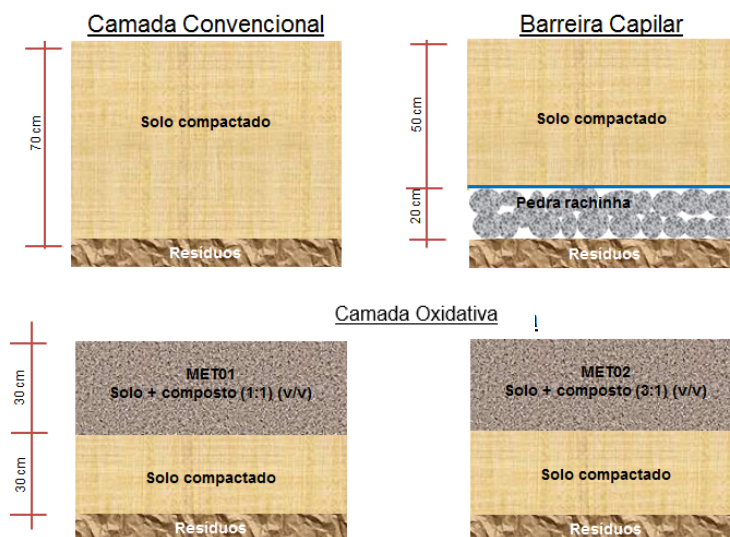
**Figura 1.** Distribuição dos três tipos de cobertura na camada superior da célula experimental. Fonte: Maciel (2009).

As camadas de cobertura experimentais foram denominadas de acordo com o material utilizado, tendo sido executadas com as seguintes características:

- Camada oxidativa: camada composta por cerca de 30 cm de solo compactado sobreposto por uma camada de aproximadamente 30 cm de mistura de solo e composto oriundo da unidade de compostagem existente no aterro (Figura 2), em duas proporções: 50% de solo e 50% de composto (em volume), ocupando uma área de 291.8 m<sup>2</sup>, e 75% de solo e 25% de composto (também em volume), ocupando uma área de 298.4 m<sup>2</sup>. Em função da declividade da superfície do aterro, a espessura total da camada varia de 40 a 75 cm.
- Barreira capilar: camada composta por aproximadamente 20 cm de pedra britada do tipo rachinha (diâmetro médio de 10 cm), sobreposta por uma camada de solo compactado com espessura média de 50 cm (Figura 2), no entanto devido a declividade da superfície do aterro, a espessura total da camada variou de 50 a 90 cm, ocupando uma área superficial de 500.3 m<sup>2</sup>. Na interface entre o solo e a camada de pedra, foi utilizado um geotêxtil tipo tecido-não-tecido ou agulhado RT09 (Bidim®), para minimizar o efeito de

grande diferença de granulometria entre as pedras e o solo compactado, evitando a perda de material.

- Camada convencional: camada de cerca 70 cm de solo compactado, variando entre 50 a 90 cm em função da declividade da superfície do aterro (Figura 2), ocupando uma área superficial de 534.8 m<sup>2</sup>.



**Figura 2.** Perfis das camadas experimentais na região superior da Célula. Fonte: Lopes (2011).

Inicialmente o local possuía características de um lixão, onde os resíduos eram dispostos a céu aberto, com a presença de catadores vivendo e trabalhando no local. A partir dessa situação a comarca de Altinho (Município Pernambucano), por meio da promotoria de justiça moveu uma ação judicial, visando a extinção do lixão e regularização da área como aterro sanitário ou controlado como mencionado anteriormente. A ação previa, dentre outras coisas: a instalação de um aterro sanitário, a retirada da população que residia no local, a recuperação da área, dentre outras medidas exigidas pela Lei n° 12,305/2010.

### Emissões pelos drenos de biogás

O monitoramento do sistema de drenagem da Célula Experimental da Muribeca foi realizado por um período de 4 anos e 5 meses (53 meses) de monitoramento com periodicidade semanal. O monitoramento teve início após o enchimento e a geometrização da Célula experimental, isto é, logo após o encerramento da operação da célula. Os parâmetros medidos foram: vazão, pressão e concentração do biogás emitido pelos cinco drenos verticais do sistema de drenagem (Oliveira, 2013).

Para medir a vazão do biogás, foi utilizada a metodologia da Norma BSI 1042-2.3 – 19984 – *Measurement of Fluid flow in closed conduits. Velocity area methods. Methods of flow measurement in swirling or asymmetric flow conditions in circular ducts by means of currentmeters or Pilot statis tubes*, devido à falta de metodologia brasileira específica para a medição de vazão em drenos de gases de aterros sanitários, onde:

$$Q = vA$$

**Equação (1)**

No qual:

Q: Vazão do biogás, em  $m^3.s^{-1}$

V: Velocidade do gás, em  $m.s^{-1}$

A: Área da seção por onde está passando o gás, no caso, seção do tubo de PVC,  $m^2$

A medição da velocidade do biogás nos cinco drenos da Célula Experimental (marcados em vermelho na Figura 3) foi realizada por meio da inserção de um termo-anemômetro transversalmente ao sentido do escoamento do fluxo de gás na tubulação. O equipamento utilizado foi o termo-anemômetro digital portátil, marca Instrutherm, modelo TAFR-180, sistema de fio quente, faixa de medição de 0.2 a 20 m/s, limite de quantificação de 0.1 m/s e faixa de erro de  $\pm 5\%$  da leitura (Oliveira, 2013).



**Figura 3.** Layout da Célula Experimental da Muribeca. Fonte: Maciel (2009).

O procedimento consistiu em: (a) acoplar um tubo de PVC na saída do dreno de biogás. Este tubo possuía 0.037 m de diâmetro e era perfurado para colocação da haste do anemômetro; (b) Colocar o termo-anemômetro no orifício e esperar a leitura estabilizar, então finalmente realizar a leitura da velocidade, conforme apresentado na Figura 4. Vale salientar que os drenos estavam fechados para a atmosfera.



**Figura 4.** Monitoramento da vazão do biogás dos drenos.

Além da vazão, mediu-se a pressão e a concentração dos principais gases que compõe o biogás nos drenos. Essa medição pôde ser realizada através da colocação de um CAP furado, com um bico rosqueado no orifício e vedado com silicone. Uma mangueira de PVC com uma das pontas acoplada ao bico e a outra acoplada nos equipamentos de medição de pressão de biogás e quantificação dos principais componentes do biogás (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S).

#### Emissões pelos drenos de biogás

As determinações dos fluxos de CH<sub>4</sub> em cada tipo de cobertura da Célula Experimental foram realizadas utilizando-se a metodologia do ensaio com placa de fluxo estática descrita por Maciel (2003). Essa metodologia consiste na cravação da placa no solo da cobertura e na posterior medição da concentração dos gases no interior da placa, com medidas também de temperatura interna e externa, pressão interna e externa, ao longo do tempo. No total foram realizados 107 ensaios de placa de fluxo em um período de 39 meses, compreendendo um período de baixas e elevadas precipitações (Oliveira, 2013).

A Agência Ambiental do Reino Unido (Environmental Agency, 2004), recomenda que o número de ensaios em áreas superiores a 5,000 m<sup>2</sup> deve ser calculado com base na expressão:

$$n = 6 + 0.15A^{0.5}$$

**Equação (2)**

No qual:

n: Número de ensaios;

A: Área ou região do aterro investigada, em m<sup>2</sup>;

Para áreas menores que 5,000 m<sup>2</sup>, o número de ensaios deve ser:  $n = A / (5,000 \cdot 16)$  com no mínimo de 06 ensaios. Desta forma, a quantidade de ensaios está de acordo com o que determina a referida norma, que recomenda 6 ensaios de placa de fluxo para a área total de 1,625.3 m<sup>2</sup> (que compreende o somatório das 3 camadas de cobertura, como apresentado na Figura 1).

Tais ensaios foram realizados mensalmente com periodicidade quinzenal, ou seja, duas vezes por mês foram realizados ensaios de placa de fluxo nos três tipos de camada de cobertura, objetivando, uniformizar o efeito das condições meteorológicas e geração de biogás na célula de RSU.

A placa de fluxo utilizada nos ensaios era construída com lateral de aço galvanizado de 2 mm de espessura, sendo o topo da placa em acrílico cristal com 8 mm de espessura, fixado na parte metálica com dois parafusos em cada lateral e vedado com espuma de poliuretano de alta densidade. A placa tem formato de degrau para garantir que, ao ser cravada na camada de cobertura, evitará a entrada de ar atmosférico para o interior da caixa, além de facilitar a sua cravação no solo. O degrau ficava em contato direto com o solo de maneira que a área útil da placa (de 0.40 m x 0.40 m e 8 litros de volume) fosse a única área de passagem de fluxo de biogás pela camada de cobertura durante o ensaio.

No topo da caixa existiam três conexões de saída (tipo encaixe rápido) onde, por meio de uma mangueira flexível de polietileno, eram conectados os equipamentos de medição de gases, temperatura e pressão. A placa de fluxo e os equipamentos utilizados no ensaio são apresentados na Figura 5.



**Figura 5.** Equipamentos utilizados nos ensaios de placa de fluxo.

Os gases foram analisados com um analisador de gás portátil Dräger X-am 7000, que permite a análise simultânea e contínua de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e O<sub>2</sub>, a pressão do biogás foi medida com um Manômetro digital portátil Dwyer, Modelo 477-2, a pressão atmosférica com um Barômetro digital portátil Lufft, Modelo C300 e temperatura ambiente e do biogás com termômetro digital Minipa, Modelo MT-525.

Para o desenvolvimento do ensaio, a placa era cravada em local aleatório, precedido de um nivelamento e limpeza do terreno. Em seguida os equipamentos eram acoplados e as medições dos parâmetros eram feitas em intervalos de 5 minutos, até obter-se valores constantes das concentrações de gases. A instalação da placa de fluxo seguia o seguinte procedimento:

- A placa era colocada no local do ensaio e pressionada contra o solo para fixação de forma que a cravação fosse vertical, com os conectores de saída abertos de maneira que não ocorresse acúmulo de gases no interior da placa;
- Após a fixação era colocado solo úmido, da própria camada de cobertura (oriundo do nivelamento), para vedação lateral;
- A leitura da concentração dos gases na placa de fluxo estática iniciava-se logo após a sua cravação e este momento era considerado o instante inicial de cada ensaio.

A determinação do fluxo de gás na camada foi realizada por meio da avaliação da concentração dos gases aprisionados no interior da placa com o tempo, ou seja, a emissão do gás está relacionada com a velocidade de aumento da concentração do gás no interior da placa. Vale ressaltar que os volumes foram normalizados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP). A Equação 3 representa a forma de determinação do fluxo volumétrico nos ensaios e placa de fluxo estática.

$$J = (V_p / A) \cdot (\Delta C / \Delta t)$$

Equação (3)

No qual:

J: Fluxo volumétrico (NI.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)

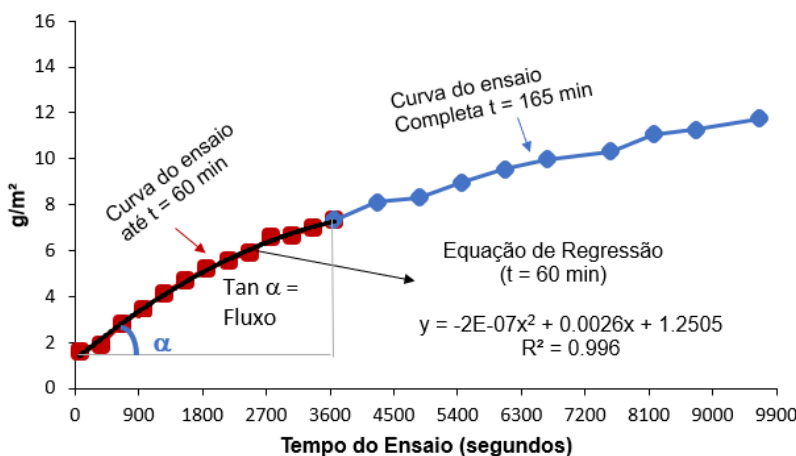
V<sub>p</sub>: Volume útil da placa de fluxo (l)

A: Área de solo coberto pela placa (m<sup>2</sup>)

ΔC/Δt: Variação da concentração do gás (% vol.) com o tempo (s)

Para determinação dos fluxos em termos mássicos, utilizou-se a densidade corrigida dos gases em função das leituras de temperatura interna. O fluxo mássico foi calculado no intervalo inicial do ensaio para se obter a maior taxa de percolação do gás pela camada de cobertura, simulando a condição do aterro de resíduos, onde a camada de cobertura fica em contato com a atmosfera e conseqüentemente ocorrem os gradientes máximos de pressão e concentração (Maciel, 2003).

As taxas de fluxo mássico e coeficiente linear de determinação (R<sup>2</sup>) foram determinados em todos os testes, sendo os ensaios considerados válidos aqueles com valores de coeficientes acima de 0.9. É apresentado na Figura 6 a forma de determinação do fluxo de metano e gás carbônico.



**Figura 6.** Determinação do fluxo de gases a partir de ensaios de placa de fluxo. Fonte: Mariano (2008).

### Relação entre as emissões pelos drenos de biogás e pela camada de cobertura

De posse dos dados de emissões fugitivas e emissões pelo sistema de drenagem estabeleceu-se uma relação entre o fluxo médio mensal de metano nas diferentes camadas e a emissão total (média mensal) da Célula Experimental, ao longo do tempo. Considerou-se como emissão total, a soma das emissões pelo sistema de drenagem e pela camada de cobertura (Oliveira, 2013). Para a determinação da relação emissão pela camada de cobertura/emissão total ( $E_{cc}/E_t$ ) foi realizado o seguinte procedimento:

- Determinação da média mensal das emissões de cada dreno do sistema de drenagem em  $m^3$ /dia;
- Determinação da média mensal das emissões por cada tipo de camada de cobertura em  $g.m^2$ /dia;
- Transformação das emissões por cada tipo de camada de cobertura para  $m^3$ /dia, multiplicando as emissões mensais pela área total de cada camada de cobertura e posteriormente dividindo pela densidade do gás metano ( $716 g/m^3$ );
- Obtenção da emissão total, somando a média mensal das emissões de cada dreno e de cada camada de cobertura;
- Determinação do percentual de emissões de cada camada de cobertura, dividindo-se a média mensal de cada camada pela emissão total naquele mês.

## **Resultados e Discussão**

### Emissões de biogás pelas camadas de cobertura e drenos

As emissões de biogás pelas camadas de cobertura existentes na Célula Experimental foram medidas por meio do ensaio de placa de fluxo estática e foram quantificadas desde a instalação da cobertura final da célula que ocorreu aproximadamente 1 ano após o preenchimento da célula,



isto é um período de 39 meses (3 anos e 3 meses). As medições foram realizadas em termos de fluxos dos gases CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. No total foram realizados 107 ensaios de placa de fluxo distribuído entre os períodos secos e chuvosos (Oliveira, 2013). Estão apresentados na Tabela 1 as quantidades de ensaios realizados para cada tipo de camada de cobertura.

**Tabela 1.** Quantidade de ensaios de placa de fluxo.

Período	OXIDATIVA		BAC.	CONV.	TOTAL
	MET01 50/50	MET02 75/25			
Setembro/08 a fevereiro/09	03	08	10	11	32
Março/09 a agosto/09	05	03	08	09	25
Setembro/09 fevereiro/10	07	10	15	18	50
TOTAL	15	21	33	38	107
	36				

Fonte: Oliveira (2013).

O período analisado foi de Fevereiro de 2009 a Maio de 2012, período no qual tem-se dados das emissões pelo sistema de drenagem e pelas camadas de coberturas avaliadas.

Para uma melhor compreensão do estudo, dividiu-se a apresentação dos dados e análise dos resultados por camada. Assim, inicialmente serão apresentados com a camada convencional, depois com a barreira capilar e por último com a camada oxidativa.

#### Camada Convencional

É apresentado na Figura 7 as emissões de metano pelo dreno 1, localizado na camada convencional, e pela referida camada de cobertura, durante um período de tempo de 3 anos. Nota-se uma redução das emissões tanto pelo dreno quanto pela camada de cobertura ao longo do período observado. Outro fator bastante importante são os períodos secos e chuvosos, nos quais observa-se maiores e menores emissões pela camada de cobertura, respectivamente. O comportamento inverso ocorre no sistema de drenagem (Oliveira, 2013).

Na Figura 8 estão presentes resultados da relação da emissão pela camada de cobertura/emissão total ( $E_{cc}/E_T$ ) para a camada convencional. A camada convencional emitiu cerca de 27% de metano e 37% de dióxido de carbono da emissão total, no período estudado.

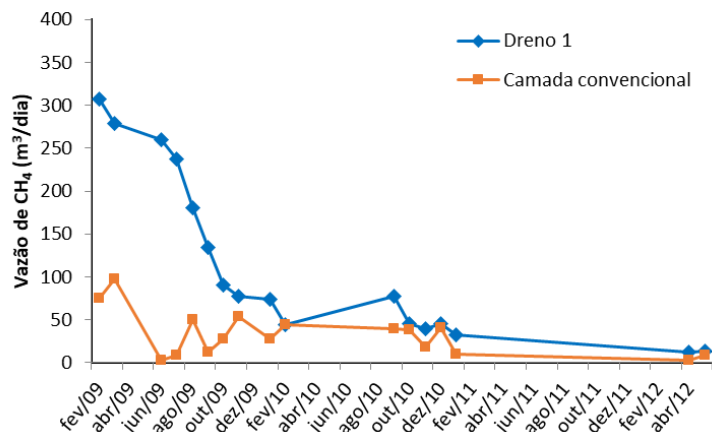


Figura 7. Emissões de metano pelo dreno 1 e pela camada convencional ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

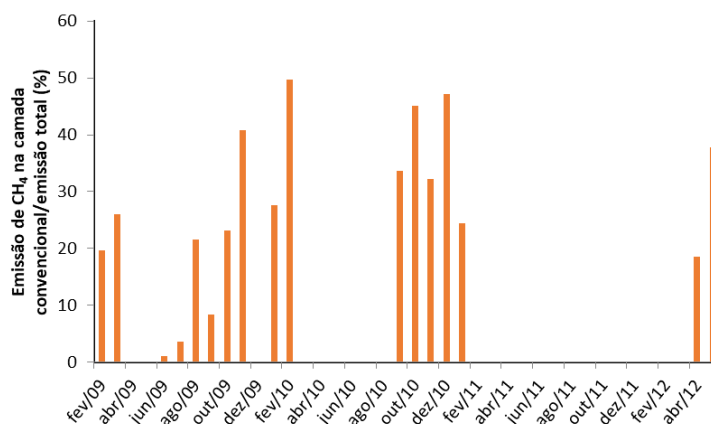


Figura 8. Relação entre as emissões de metano pela camada convencional e a emissão total ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

Subdividindo-se o período de estudo em épocas secas e chuvosas obtiveram-se diferentes porcentagens de emissões pela camada convencional, são elas:

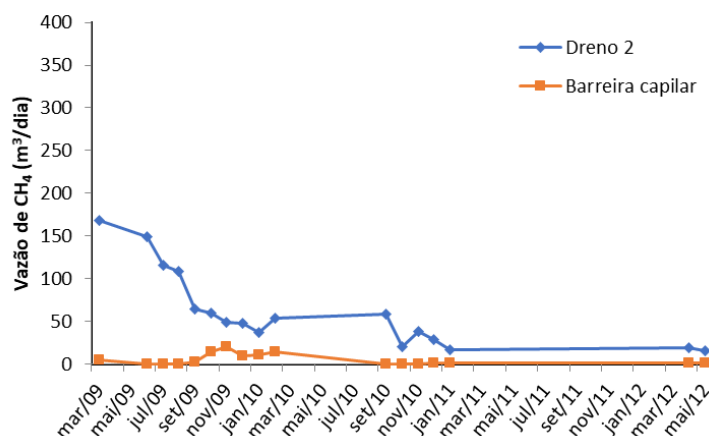
- No primeiro período seco analisado, a camada emitiu de 19.70% de CH<sub>4</sub> e 20.87% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No primeiro período chuvoso analisado, a camada emitiu de 13.06% de CH<sub>4</sub> e 19.10% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período seco analisado, a camada emitiu de 29.91% de CH<sub>4</sub> e 37.80% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No terceiro período seco analisado, a camada emitiu de 36.49% de CH<sub>4</sub> e 57.55% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período chuvoso analisado, a camada emitiu de 28.20% de CH<sub>4</sub> e 27.35% de CO<sub>2</sub> da emissão total.

Com isso, nota-se uma elevação de 16.79% e 36.68%, nas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, respectivamente, entre o primeiro e terceiro período seco. Para o período chuvoso, os incrementos nas emissões foram de 15.13% para o CH<sub>4</sub> e 8.25% para o CO<sub>2</sub>. Desta forma, observa-se que mesmo produzindo menos biogás, as emissões fugitivas pela camada de cobertura aumentaram ao longo do tempo, visto que a proporção Ecc/ET foi crescente com o passar dos anos, indicando a perda de qualidade da camada convencional.

Nota-se também uma forte influência das condições climáticas, visto que as médias de emissões para o período chuvoso foram de 18 e 22%, para metano e dióxido de carbono, respectivamente. Em contraposição, no período seco a média foi de 32% de CH<sub>4</sub> e 45% de CO<sub>2</sub>. Confirmando a afirmação de Fischer (1999), de que as emissões em aterros de RSU variam muito ao longo das estações do ano (sazonalmente) (Oliveira, 2013).

### Barreira Capilar

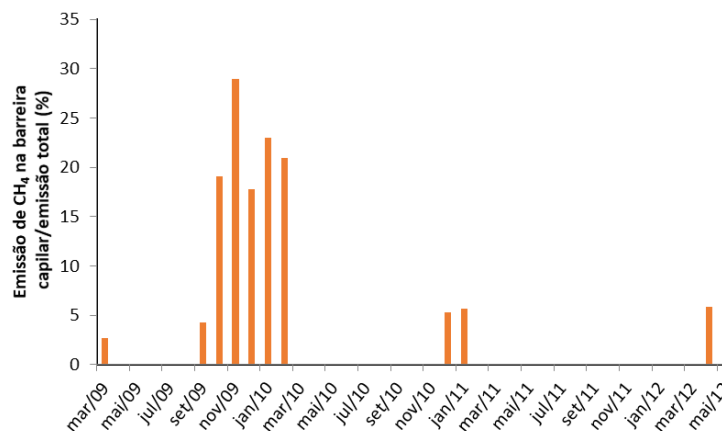
A Figura 9 ilustra as emissões de metano pelo dreno 2, localizado na barreira capilar, e pela referida camada de cobertura, durante um período de tempo de 3 anos.



**Figura 9.** Emissões de metano pelo dreno 2 e pela barreira capilar ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

Também para a barreira capilar, tem-se um decréscimo das emissões do dreno e da camada de cobertura ao longo do período estudado. Nota-se também a influência dos períodos secos e chuvosos, onde se observa elevações ou reduções das emissões pela camada de cobertura e pelo sistema de drenagem (Oliveira, 2013).

Na Figura 10 é ilustrada a relação da emissão pela camada de cobertura/emissão total (Ecc/Et) para a barreira capilar.



**Figura 10.** Relação entre as emissões de metano pela barreira capilar e a emissão total ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

A barreira capilar emitiu aproximadamente 7% de CH<sub>4</sub> e 18% de CO<sub>2</sub> da emissão total, no período estudado. Fragmentando o período de estudo em épocas secas e chuvosas encontraram-se distintas porcentagens de emissões pela barreira capilar, são elas:

- No primeiro período chuvoso analisado, a camada emitiu de 0.68% de CH<sub>4</sub> e 0.29% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No primeiro período seco analisado, a camada emitiu de 19.00% de CH<sub>4</sub> e 19.80% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período seco analisado, a camada emitiu de 2.18% de CH<sub>4</sub> e 18.54% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período chuvoso analisado, a camada emitiu de 7.41% de CH<sub>4</sub> e 8.93% de CO<sub>2</sub> da emissão total.

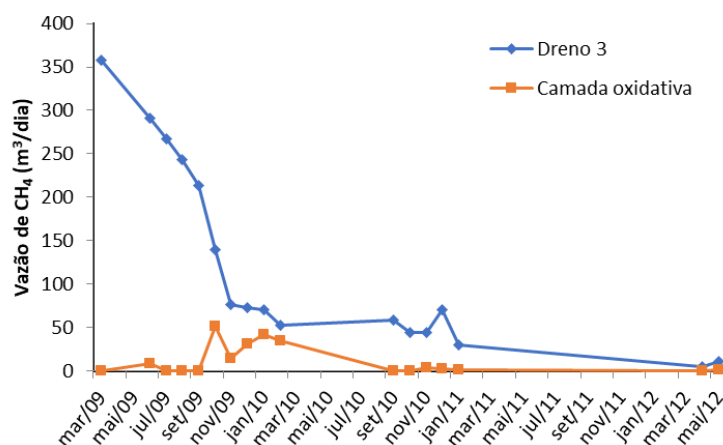
Nota-se que para o período chuvoso, não houve incremento nas emissões. No entanto, entre o primeiro e segundo período seco, ocorreu uma elevação de 6.73 e 8.64%, nas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, respectivamente.

Para esta camada, a proporção Ecc/ET sofreu um aumento no passar do tempo, e principalmente nos períodos secos, desta forma, pode-se dizer que esta camada está emitindo mais proporcionalmente a emissão total do Aterro e conseqüentemente a produção de biogás pela Célula de RSU. Mostrando, com isso, que a barreira capilar perdeu a capacidade que tinha inicialmente de reter o biogás, em especial nos períodos mais críticos do ano.

Nesta camada também se nota uma forte influência das chuvas, visto que as médias de emissões para o período chuvoso foram de 2 e 4%, para metano e dióxido de carbono, respectivamente. E no período seco a média foi de 9% de CH<sub>4</sub> e 25% de CO<sub>2</sub>.

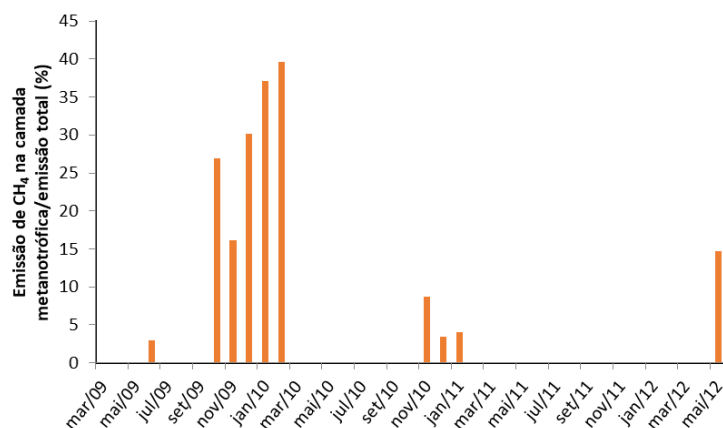
### Camada Oxidativa

Na Figura 11 estão apresentadas as emissões de metano pelo dreno 3, localizado na camada oxidativa, e pela referida camada de cobertura, durante um período de tempo de 3 anos. O comportamento na camada oxidativa foi semelhante à das demais camadas de cobertura já analisadas: (i) houve uma redução das emissões do dreno 3 e da camada de cobertura estudada durante período estudado; (ii) e notou-se uma influência dos períodos secos e chuvosos, onde observa-se maiores e menores emissões pela camada de cobertura, respectivamente. O comportamento inverso ocorre no sistema de drenagem (Oliveira, 2013).



**Figura 11.** Emissões de metano pelo dreno 3 e pela camada oxidativa ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

É apresentada na Figura 12 a relação da emissão pela camada de cobertura/emissão total (Ecc/Et) para a camada convencional.



**Figura 12.** Relação entre as emissões de metano pela camada oxidativa(metanotrófica) e a emissão total ao longo do tempo. Fonte: Oliveira (2013).

A camada oxidativa emitiu cerca de 11% de CH<sub>4</sub> e 28% de CO<sub>2</sub> da emissão total, no período estudado. Subdividindo-se o período de estudo em épocas secas e chuvosas encontraram-se diferentes porcentagens de emissões pela camada oxidativa, são elas:

- No primeiro período chuvoso analisado, a camada emitiu de 0.73% de CH<sub>4</sub> e 2.54% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No primeiro período seco analisado, a camada emitiu de 24.97% de CH<sub>4</sub> e 38.76% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período seco analisado, a camada emitiu de 3.22% de CH<sub>4</sub> e 39.60% de CO<sub>2</sub> da emissão total;
- No segundo período chuvoso analisado, a camada emitiu de 7.35% de CH<sub>4</sub> e 16.20% de CO<sub>2</sub> da emissão total.

Desta forma, nota-se que para o período chuvoso, não houve incremento nas emissões. Em contraposição, entre o primeiro e segundo período seco, ocorreu uma elevação de 6.61 e 13.66%, nas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, respectivamente.

A proporção Ecc/ET, para esta camada, também se elevou ao longo do tempo, principalmente nos períodos secos, indicando a perda de eficiência da camada oxidativa.

Para esta camada, nota-se uma forte influência sazonal, visto que as médias de emissões para o período chuvoso foram de 3% de CH<sub>4</sub> e 7% de CO<sub>2</sub>, e no período seco a média foi de 15 e 39%, de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, respectivamente. Nos estudos realizados por Lopes (2011) nestas mesmas configurações de camada, observou-se que as emissões de metano apresentaram um padrão sazonal e bastante relacionado com as variações climáticas, devido à influência nas condições de saturação do solo e nos processos de oxidação.

A partir desses dados estabeleceu-se uma relação entre o fluxo médio mensal de metano e dióxido de carbono nas diferentes camadas e a emissão total (média mensal) dos mesmos gases, da Célula Experimental, ao longo do tempo. Considerou-se como emissão total, a soma das emissões pelo sistema de drenagem e pela camada de cobertura.

Desta forma, nota-se que para o período chuvoso, não houve incremento nas emissões. Em contraposição, entre o primeiro e segundo período seco, ocorreu uma elevação de 6.61 e 13.66%, nas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, respectivamente.

#### Comparativo das Camadas

Estão apresentados na Tabela 2 o resumo dos resultados para as três camadas de cobertura analisadas, em quatro períodos de tempo, sendo dois na época de seca e dois em épocas chuvosas.

**Tabela 2.** Resumo dos resultados das emissões fugitivas nas três camadas analisadas.

PERÍODO	Emissões por Camada					
	Camada Convencional		Barreira Capilar		Camada Oxidativa	
	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>
1° Seco	19.70	20.87	0.68	0.29	0.73	2.54
2° Seco	29.10	37.80	2.18	18.54	3.22	39.60
1° Chuvoso	13.06	19.10	19.00	19.80	24.97	38.60
2° Chuvoso	28.20	27.35	7.41	8.93	7.35	16.20

Fonte: Oliveira (2013).

Dos resultados da Tabela 2, foi possível verificar que nos períodos secos as emissões foram menores para a Barreira Capilar, seguida da Camada Oxidativa e por último a Camada Convencional. Para os períodos chuvosos, no 1° período chuvoso a Camada Convencional foi que apresentou menores emissões fugitivas, seguida da Barreira Capilar e Camada Oxidativa. Já no 2° período chuvoso a Barreira capilar apresentou os menores percentuais de emissões, seguida da Camada oxidativa e da Camada Convencional.

De forma geral a Barreira Capilar apresentou os menores percentuais de emissões de GEE, já a Camada Convencional apresentou os maiores índices de emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. Além disso, todos os percentuais de emissões foram inferiores aos citados anteriormente por: Barlaz et al. (2004, apud Teixeira et al., 2009), Spokas et al. (2006) e Lombardi et al. (2006).

### Conclusão

Todas as camadas estudadas, tanto a convencional quanto as alternativas, tiveram as emissões fugitivas em termos de fluxo de metano e dióxido de carbono reduzido ao longo dos três anos analisados.

No comparativo da eficiência entres as camadas, para o período chuvoso a que se mostrou mais eficiente foi a Camada Capilar (com emissões de 2% de CH<sub>4</sub> e 4% de CO<sub>2</sub>), seguida pela Camada Oxidativa (com emissões de 3% de CH<sub>4</sub> e 7% de CO<sub>2</sub>) e a Convencional (com emissões de 18% de CH<sub>4</sub> e 22% de CO<sub>2</sub>). No período seco o ranking de eficiência se manteve com a Camada Capilar (com emissões de 9% de CH<sub>4</sub> e 25% de CO<sub>2</sub>), Camada Oxidativa (com emissões de 15% de CH<sub>4</sub> e 39% de CO<sub>2</sub>) e Camada Convencional (com emissões de 32% de CH<sub>4</sub> e 45% de CO<sub>2</sub>).

As variações das porcentagens de emissões fugitivas com relação as emissões pelo sistema de drenagem, ao longo do tempo, sofreram uma influência dos períodos secos ou chuvosos, onde há maior facilidade ou dificuldade de o biogás escapar pela camada de cobertura.

Com tal panorama, é possível afirmar que a melhora na eficiência das camadas de coberturas para retenção dos GGE torna-se necessária, tendo em vista os percentuais de gases que ainda escapam pelas mesmas.

### Referências Bibliográficas

- Alves, V. (1998) *Relatórios de referência: Emissões de gases de efeito estufa no tratamento e disposição de resíduos*. Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, Ministério da Ciência e Tecnologia.
- Barlaz, M.A., Green, R., Chanton, J.P., Goldsmith, C.D., Hater, G.R. (2004) Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science and Technology*, **38**(18), 4891-4899.
- Brasil, Lei 12.305 de 2 de agosto de (2010). *Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Acesso em 04 de fevereiro de 2016, 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)
- Cossu, C., Doyotte, A., Jacquin, M.C., Babut, M., Exinger, A., Vasseur, P. (1997) Glutathione reductase, seleniumdependent glutathione peroxidase, glutathione levels, and lipid peroxidation in freshwater bivalves, *Unio tumidus*, as biomarkers of aquatic contamination in field studies. *Ecotoxicol Environ Safety* **38**(2), 122-131.
- Environment Agency. (2004) *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*. Landfill Directive vol.07, Bristol, UK.
- Fischer, C., Maurice, C., Lagerkvist, A. (1999) *Gas emission from landfills: an overview of issues and research needs: survey*. AFN, Naturvårdsverket.
- Lopes, R. L. (2011) *Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de Aterros de Resíduos Sólidos*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 268 pp.
- Lombardi, L., Carnevale, E., Corti, A. (2006) Greenhouse effect reduction and energy recovery from waste landfill. *Energy*, **31**(15), 3208-3219.
- Maciel, F. J. (2003) *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 173 pp.
- Maciel, F. J. (2009) *Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pernambuco, 333 pp.
- Mariano, M. O. H. (2008) *Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, 243 pp.
- Mariano, M. O. H., Jucá, J. F. T. (2010) Ensaio de campo para a determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **15**(3), 223-228.
- Oliveira, L. R. G. D. (2013). *Estudo das emissões de biogás em camadas de coberturas de aterro de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 106 pp.
- Paz, D. H. F., Firmo, A.L.B., Rodrigues, T. S. N., Juca, J. F. T., Barbosa, I. M. B. R., Lins, E. A. M. (2015) Inventory of methane emissions from municipal solid waste management in Pernambuco state, Brazil. *The Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, **20**, 6009-6023.
- Peer, R. L., Thorneloe, A. S., Epperson, L. D. (1993) *A comparison of methods for estimating global methane emissions from landfills*. *Chemosphere*, **26** (1-4), 387-400.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Hebe, I. (2006) Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste management*, **26**(5), 516-525.
- Teixeira, C. E., Torves, J. C., Finotti, A. R., Fedrizzi, F., Marinho, F. A. M., & Teixeira, P. F. (2009) Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. *Eng. Sanit. Ambient*, **14**(1), 99-108.





# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DE ESTABILIDADE DE TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS

\*Rafaella de Moura Medeiros<sup>1</sup>  
Alison de Souza Norberto<sup>1</sup>  
Maria Odete Holanda Mariano<sup>1</sup>

## AVALIAÇÃO DE ESTABILIDADE DE TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS

Recibido el 28 de enero de 2019; Aceptado el 20 de enero 2020

### Abstract

*The increase in solid waste generation rates, as well as the lack of suitable waste disposal areas, has been demanding an increase in the useful life of landfills. This situation leads to the construction of progressively high landfills, alleviating the problem of waste demand but, on the other hand, generating major concerns about the stability of these constructions. The aim of this research was to evaluate the stability of slopes of municipal solid waste masses, by means of the retroanalysis, performing the modeling of landfills that had rupture, which had their rupture simulated and that did not show rupture, using the software SLOPE/W from GeoSlope International. Through the verification of the stability in conditions of efficient drainage and obstructed drainage, it was possible to evaluate the influence of the level of leachate in the stability, where a decrease of up to 39.18% in the safety coefficient was obtained in one of the cases.*

**Keywords:** landfill, landfill rupture, retroanalysis, stability.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal de Pernambuco, Campus Acadêmico do Agreste. Rodovia BR 104 KM 59 s/n, Sítio Juriti, Nova Caruaru, 55002970 - Caruaru, PE – Brasil. Email: [rafaellamouraa1@gmail.com](mailto:rafaellamouraa1@gmail.com)

## Resumo

O aumento nas taxas de geração de resíduos sólidos, atrelado ao fato da escassez de áreas adequadas para a disposição de resíduos, vem demandando o aumento da vida útil de aterros. Tal situação induz a construção de aterros cada vez mais altos, atenuando o problema da demanda de resíduos e, em contrapartida, gerando grandes preocupações quanto à estabilidade destes elementos. Assim, essa pesquisa objetivou-se em avaliar a estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos, através da retroanálise dos mesmos, realizando a modelagem de aterros que sofreram ruptura, que tiveram sua ruptura simulada e que não apresentaram ruptura, utilizando o software Slope/W da GeoSlope International. Através da verificação da estabilidade em condições de drenagem eficiente e drenagem obstruída foi possível avaliar a influência do nível de lixiviado na estabilidade, onde obteve-se um decréscimo de 39.18 % no FS quando comparada ambas a situações, para dos casos avaliados.

**Palavras chave:** aterro sanitário, rupturas de aterros, retroanálise, estabilidade.

## Introdução

Um dos maiores desafios existentes na atualidade diz respeito à geração de resíduos sólidos, uma vez que a disposição de forma inadequada resulta em danos, tanto de ordem sanitária, quanto de ordem ambiental, social e econômica, não apenas para uma determinada localidade, como também para o seu entorno. Em todo o mundo, as taxas de geração de resíduos estão aumentando. Em 2016, foram gerados 2.01 bilhão de toneladas de resíduos sólidos, totalizando cerca de 0.74 kg de resíduos sólidos por pessoa por dia. Com o rápido crescimento da população e a urbanização, se espera que a geração de resíduos urbanos se eleve para 3.40 bilhões de toneladas até 2050 (Kaza *et al.*, 2018).

Em 2012, foram gerados 1.3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos, totalizando cerca de 1.2 kg de resíduos sólidos por pessoa por dia. Com o rápido crescimento da população e a urbanização, se espera que a geração de resíduos urbanos se eleve para 2.2 bilhões de toneladas até 2025 (The World Bank, 2017).

Os aterros sanitários são uma das principais formas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no mundo, tendo em vista que é fundamentada em critérios de engenharia que objetivam evitar a poluição atmosférica, a poluição dos recursos hídricos e do solo, bem como danos a saúde pública (NBR 8419/1992).

Decorrente à crescente geração de resíduos sólidos urbanos, os aterros sanitários têm sido regularmente ampliados com o intuito de aumentar a sua vida útil visto que existe uma escassez de áreas adequadas, bem como uma dificuldade de licenciar novas áreas devido aos impactos ambientais que o empreendimento gera. Muitas dessas elevações são realizadas com alteamentos sucessivos, acarretando assim em análises de estabilidade mais complexas e rigorosas, além de campanhas de intenso monitoramento (Motta, 2011). Outro ponto de

destaque é em relação às drenagens de líquidos e gases, que podem influenciar no comportamento da massa devido ao aumento das poropressões.

No Brasil, as principais propriedades mecânicas dos RSU são até então estimadas através de ensaios convencionais desenvolvidos para solos, fundamentando-se nas teorias e conceitos da Mecânica dos Solos. Tal situação é explicada por ausência de dados consistentes e de uma metodologia específica para a obtenção de dados experimentais para a análise dos RSU.

Assim, elevações de aterros acima do que se realmente aceita em situação de campo, inclinação e compactação inadequadas, juntamente com a falta de um sistema eficaz de drenagem, a ausência de um monitoramento geotécnico, entre outros, constituem fatores que propiciam a ocorrência de possíveis acidentes de escorregamento em aterros sanitários.

Com este panorama, o presente trabalho realizou modelagens de estabilidade de talude de aterros que sofreram o processo de ruptura, que tiveram a ruptura simulada, ou até mesmo que não romperam. Através da modelagem dos mesmos no software GeoSlope, com uso dos parâmetros geotécnicos, geometria e nível piezométrico, foi possível realizar a retroanálise da cunha de ruptura que cada um dos aterros apresentava, assim como a determinação do fator de segurança, sendo este de extrema importância para a verificação da estabilidade do talude do aterro sanitário.

## **Metodologia**

### Áreas de estudos

Foram utilizados neste trabalho dados de quatro aterros sanitários reportados pelas seguintes literaturas: IPT (1991), Strauss (1998) e Oliveira (2002). Os aspectos e características relativos aos aterros estão descritos nos itens seguintes.

### Geometrias dos taludes avaliados

Para iniciar as avaliações foi necessária a implementação das geometrias dos taludes no software GeoSlope/W, 2018, em sua versão estudante. As Figuras 1, 2, 3 e 4 representam a disposição do Aterro Sanitário de Bandeirantes, do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre, do Aterro Controlado de Canabrava e do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, respectivamente, nas quais são identificadas a camada de resíduos e a camada de solo. Como não havia registros topográficos na região antes da ruptura do Aterro Controlado de Canabrava (Figura 3), Oliveira (2002) realizou algumas considerações para a determinação da geometria, tais como: se admitiu que as inclinações do talude eram 1V:2H, que é a usualmente utilizada em aterros sanitários; bem como foi considerado que existiam bermas a cada 5 metros de alturas; além de que a forma definida deveria gerar um volume de 1200 m<sup>3</sup>, que corresponde ao volume da ruptura.

Com as geometrias estabelecidas se realizou a determinação dos parâmetros geotécnicos de resistência nas camadas, como dispoto a seguir.

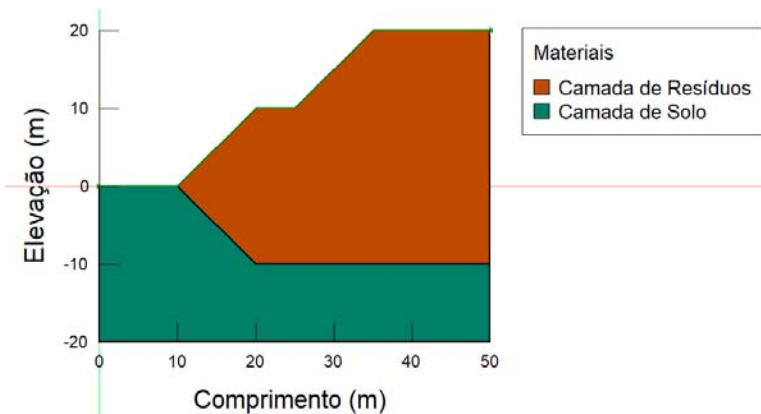


Figura 1. Geometria do Aterro Sanitário de Bandeirantes.

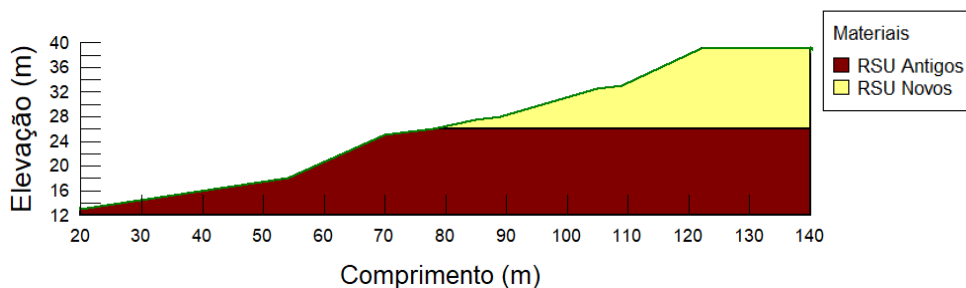


Figura 2. Geometria do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre.

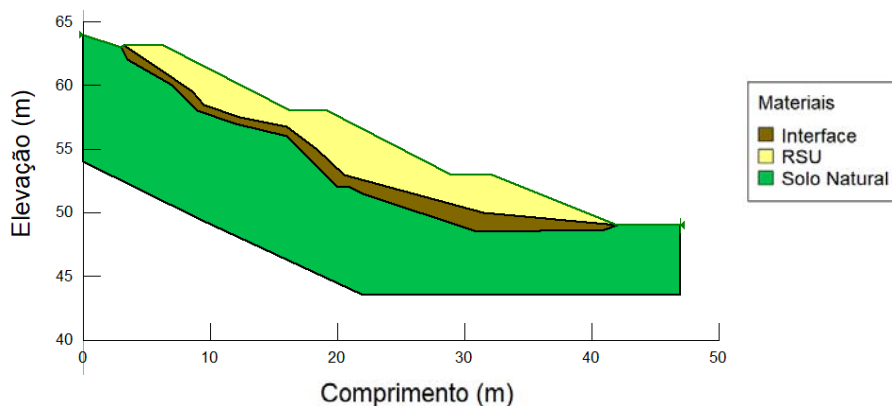
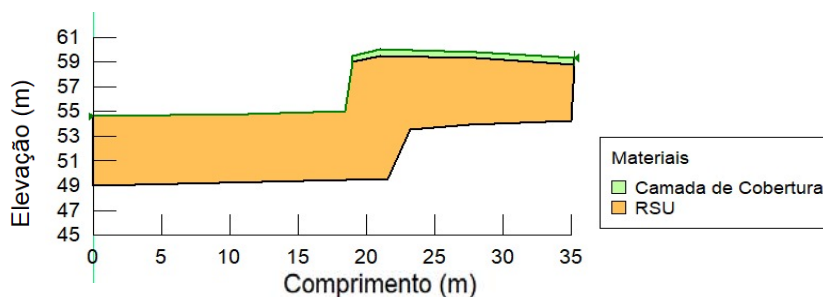


Figura 3. Geometria do Aterro Controlado de Canabrava.



**Figura 4.** Geometria do Aterro Sanitário Metropolitano Centro.

### Parâmetros geotécnicos

Nas Tabelas 1, 2, 3 e 4 são apresentados os parâmetros geotécnicos dos seguintes aterros: Aterro Sanitário de Bandeirantes – ITP (1991); Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre – Strauss (1998); Aterro Controlado de Canabrava – Oliveira (2002) e Aterro Sanitário Metropolitano Centro – Oliveira (2002).

**Tabela 1.** Parâmetros geotécnicos da camada de resíduos e de solo do Aterro Sanitário de Bandeirantes.

Camadas	$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	c (kPa)	$\phi$ (°)
Camada de Resíduos Sólidos	10	15	30
Camada de Solo	16	10	20

**Tabela 2.** Parâmetros geotécnicos das camadas de resíduos do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre.

Camadas	$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	c (kPa)	$\phi$ (°)
RSU Novos	7.50	0	35
RSU Antigos	7.50	0	31

**Tabela 3.** Parâmetros geotécnicos das camadas do Aterro Controlado de Canabrava.

Camadas	$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	c (kPa)	$\phi$ (°)
Camada de Resíduos Sólidos	7.00	< 2	15° - 35
Camada de Interface	10.00	0	20
Solo Natural	12.00	20	30

**Tabela 4.** Parâmetros geotécnicos das camadas do Aterro Metropolitano Centro.

Camadas	$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	c (kPa)	$\phi$ (°)
Camada de Resíduos Sólidos	11.60	4.2 – 7.9	15° - 35
Camada de Cobertura	16.00	5	28

### Linha Piezométrica

A linha piezométrica que é a resultante da água de chuva percolada pela camada de cobertura e do chorume produzido pelo processo de decomposição de matéria orgânica, não teve a sua influência levada nas pesquisas do Aterro Sanitário de Bandeirantes e Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre, mas realizou-se a simulação tanto da situação em que tem-se a perfeita drenagem como a situação mais crítica, em que o sistema de drenagem é deficiente e existe um elevado nível piezométrico.

Para o Aterro Controlado de Canabrava houveram as situações em que a linha piezométrica passa na zona de iteração entre o solo e a massa de resíduos e a situação ideal, em que tem uma drenagem eficiente, portanto não há linha piezométrica. O mesmo fez-se para o Aterro Sanitário Metropolitano Centro, que mesmo tendo apresentado situação de boa drenagem, como relatou Oliveira (2002), teve a sua estabilidade avaliada com a elevação do nível de lixiviado.

### Análise de estabilidade

As análises referentes à estabilidade dos taludes dos aterros de resíduos sólidos avaliados foram realizadas através do software SLOPE/W, da GeoSlope Internacional (2018), em sua versão de estudante. Vale destacar que o software não acopla análises da influência de biogás na estabilidade, e por isso a mesma não foi considerada, mas destaca-se a importância da mesma nos aspectos de estabilidade de talude de aterros de RSU.

Para a obtenção dos valores de FS (Fator de Segurança), utilizou-se o método que divide as superfícies dos taludes em fatias, escolhendo-se assim o de Bishop Simplificado (1955). Segundo Pereira (2013) o método de Bishop Simplificado apresenta um critério de confiança estatístico superior aos métodos de Janbu e Fellenius, justificando assim o uso deste método no presente trabalho.

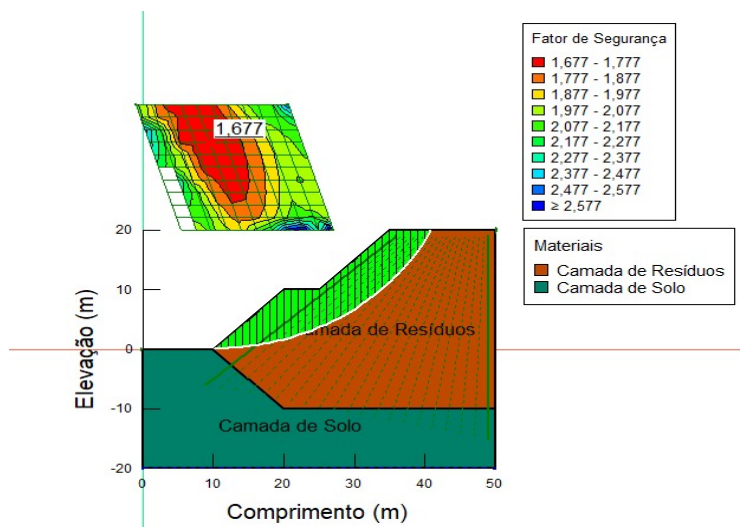
## **Resultados**

### Análise do Aterro Sanitário de Bandeirantes

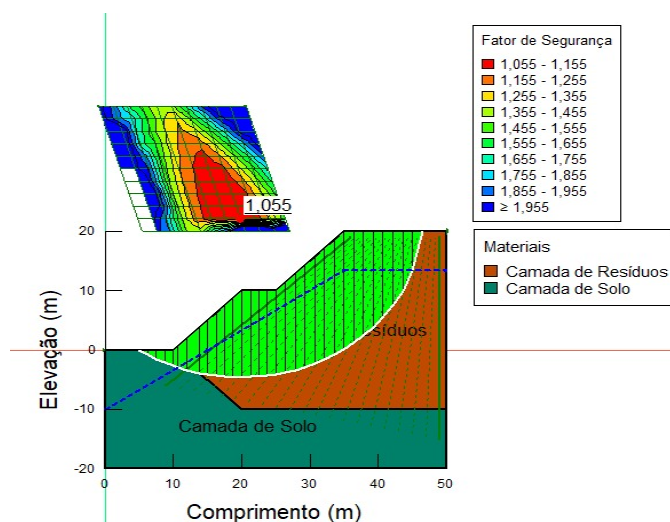
De acordo com o proposto no trabalho realizou-se a análise da estabilidade do Aterro Sanitário de Bandeirantes, que sofreu processo de ruptura, por meio do método de Bishop no GeoSlope. De acordo com a Figura 5, o talude com a simulação de perfeito funcionamento do sistema de drenagem, onde a camada de solo e a camada de resíduos não possuem seus componentes saturados, resultando em um fator de segurança de 1.677, com uma cunha de ruptura global apenas na massa de resíduos sólidos.

Já a Figura 6 representa a simulação da situação em que a linha piezométrica se encontra dentro da massa do aterro, seria uma situação onde o sistema de drenagem encontra-se obstruído. Utilizou-se a situação em que a linha piezométrica estava localizada a cerca de 2/3 da altura do

talude. Obteve-se assim, um fator de segurança de 1.055, em que a ruptura ocorreria não apenas na parte da massa de resíduos, como também parte da camada do solo sofreria o processo de ruptura.



**Figura 5.** Cunha de ruptura do Aterro Sanitário de Bandeirantes para a situação com drenagem eficiente.



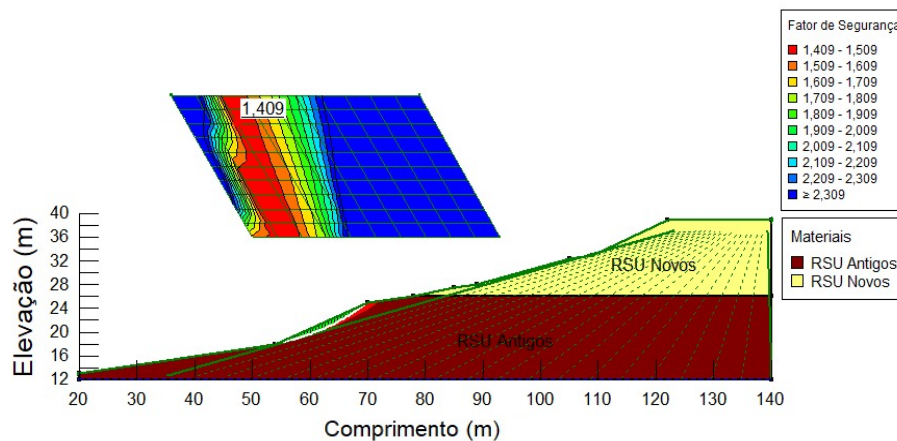
**Figura 6:** Cunha de ruptura do Aterro Sanitário de Bandeirantes para a situação com drenagem obstruída.

Ao se analisar os dois fatores de segurança encontrados pode-se verificar que o nível de piezométrico na massa do talude influencia na estabilidade do mesmo de modo a gerar uma diminuição no FS e um acréscimo na instabilidade do mesmo.

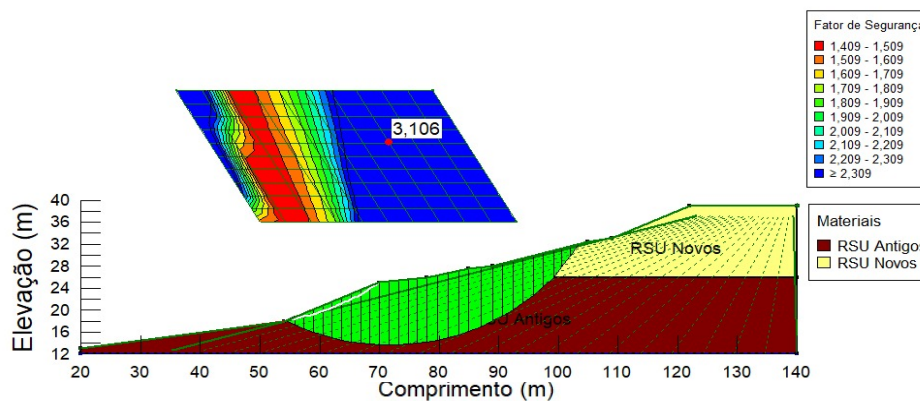
### Análise do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre

De modo semelhante, realizou-se a análise de estabilidade para o Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre, ressaltando-se que o mesmo não sofreu o processo de ruptura. Na Figura 7 está apresentado o FS encontrado através da análise no GeoSlope, para a condição de drenagem eficiente, o fator de segurança teve valor de 1.409 e a ruptura se apresenta de forma localizada, ocorrendo apenas na massa de resíduos sólidos mais antiga.

Como no caso do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre a ruptura para o FS<sub>mín</sub> apresentou uma superfície de ruptura de pequena espessura, foi necessária a avaliação da cunha de ruptura global para uma análise mais consistente da estabilidade do aterro. Na Figura 8, é apresentada uma cunha de ruptura geral, que ocorre para um fator de segurança de 3.106, e a mesma abrange tanto os resíduos sólidos antigos como os novos.



**Figura 7.** Cunha de ruptura local do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre para a situação com drenagem eficiente.

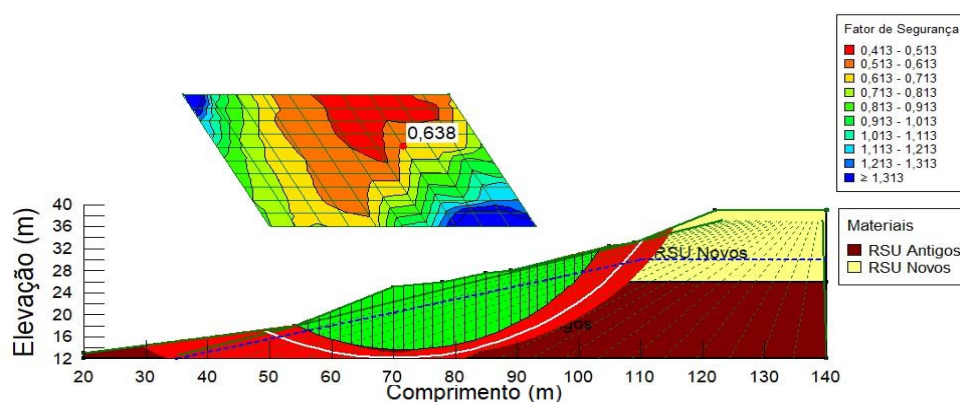


**Figura 8.** Cunha de ruptura global do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre para a situação com drenagem eficiente.



Na sequência analisou-se também a situação em que o sistema de drenagem do aterro operaria de modo ineficiente, gerando um acúmulo de líquidos no interior da massa, onde a linha piezométrica se localiza a 2/3 da altura do talude. Para tal situação verificou que o fator de segurança sofre uma grande diminuição, que passa de 1.409 para 0.638.

Através da Figura 9 podemos ver o comportamento do talude, na qual a linha branca representa a o local por onde passa a cunha de ruptura da massa e as partes em vermelho, próximas a mesma, indicam a região que sofre influência, ou seja, ao ocorrer o processo de ruptura toda a massa de resíduos que se encontra abaixo da cunha de ruptura também será arrastada.

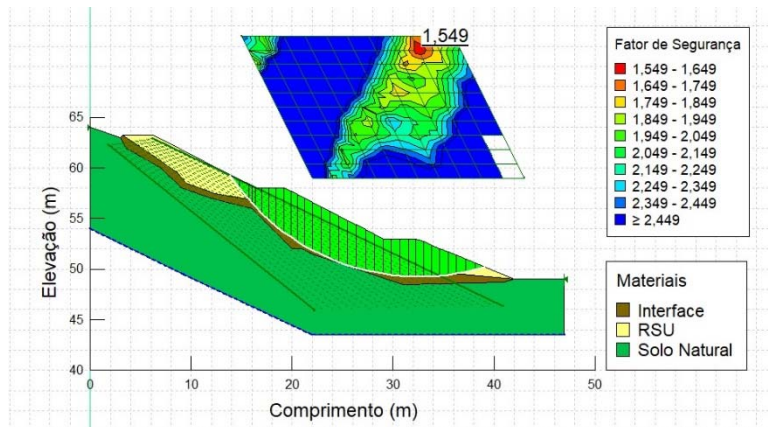


**Figura 9.** Cunha de ruptura do Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre para a situação com drenagem obstruída.

Nesse aterro o nível do acúmulo de lixiviado gera grande instabilidade do talude, porém o mesmo não sofreu o processo de ruptura, isso se deve ao sistema de drenagem eficiente que o aterro possui. Através dos resultados dessa análise vê-se a importância de um sistema de drenagem bem dimensionado e com funcionamento de forma eficiente.

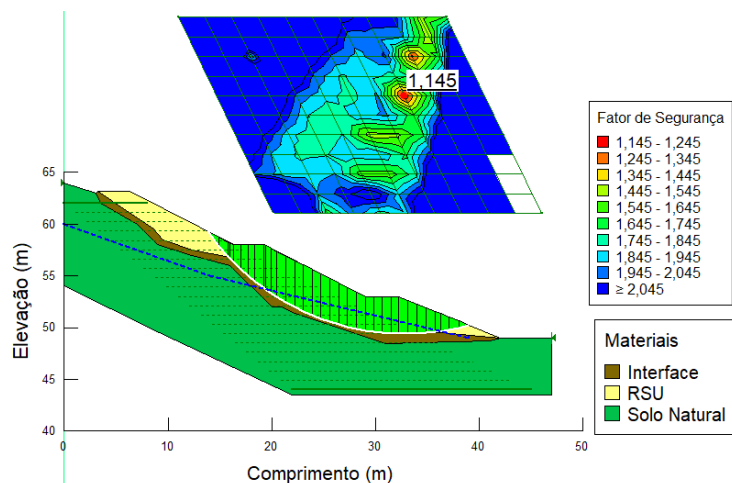
#### Análise do Aterro Controlado de Canabrava

Para o Aterro Controlado de Canabrava, que sofreu o processo de ruptura, utilizou-se para a análise da estabilidade os parâmetros informados na Tabela 3, na qual a camada de resíduos sólidos apresenta uma variação com relação a coesão e ao ângulo de atrito, adotou-se respectivamente os valores de 1.5 kPa e 25°. A Figura 10 apresenta que o fator de segurança mediante análise no GeoSlope pelo método de Bishop, tendo o valor de 1.549, considerando uma situação de drenagem eficaz.



**Figura 10.** Cunha de ruptura do Aterro Controlado de Canabrava para a situação com drenagem eficiente.

Segundo Oliveira (2002), a camada de interface entre o solo natural e os RSU estava saturada, com isso realizou-se também a análise em que a linha piezométrica estaria localizada a 2/3 da altura do talude, a Figura 11 representa tal situação e nota-se que o fator de segurança diminuiu, sendo 1.145, e que a cunha de ruptura passa justamente na interface, indo de acordo com a situação ocorrida.

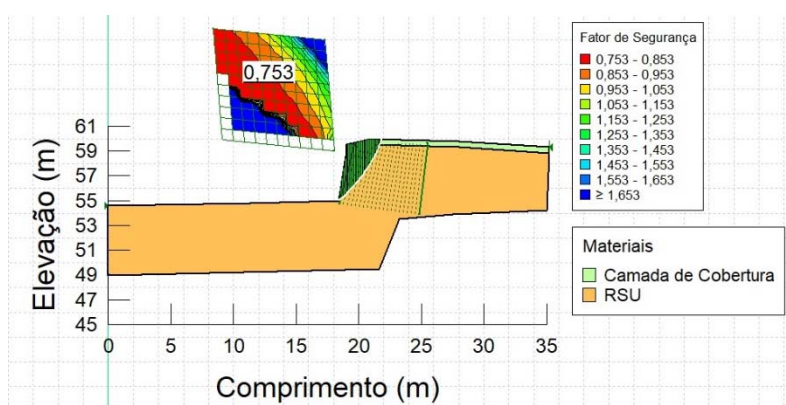


**Figura 11.** Cunha de ruptura do Aterro Controlado de Canabrava para a situação com drenagem obstruída.

### Análise do Aterro Sanitário Metropolitano Centro

Para a análise da estabilidade do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, foram utilizados como parâmetros para a camada de resíduos sólidos, a coesão com valor de 6.1 kPa e o ângulo de atrito

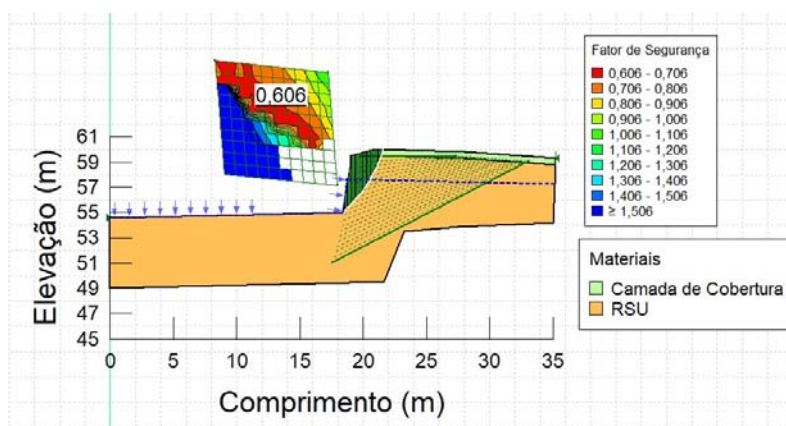
de 20º, ambos se encontram dentro do intervalo que Oliveira (2002) obteve na pesquisa desenvolvida no aterro. A Figura 12 apresenta a análise da estabilidade para o aterro, que teve a simulação da ruptura, nas condições da drenagem funcionando de modo eficaz.



**Figura 12.** Cunha de ruptura do Aterro Sanitário Metropolitano Centro para a situação com drenagem eficiente.

Obteve-se o valor do fator de segurança de 0.753, caracterizando o talude como muito instável, e a ruptura se daria de modo localizado com uma cunha que ocorre justamente no local onde foi realizado o corte sub-vertical, porém possivelmente devido as trações que são adicionadas pelos materiais fibrosos tal ruptura não veio a ocorrer em campo.

Ao se realizar a análise com a situação da drenagem obstruída, ou seja, funcionando de modo ineficaz, o fator de segurança foi de 0.606, como mostra a Figura 13.



**Figura 13.** Cunha de ruptura do Aterro Sanitário Metropolitano Centro para a situação com drenagem obstruída.

A cunha de ruptura se deu de forma semelhante a situação com drenagem eficiente, isso pode ser explicado ao se analisar que o fator limitante na estabilidade dessa ruptura simulada é o corte que se deu de maneira praticamente vertical. Cabe ainda destacar que os valores encontrados representam um significado matemático, visto que para valores de FS menores que 1 a massa do talude já sofreu um processo de ruptura.

#### Comparação entre os fatores de segurança

De acordo com os fatores de segurança encontrados, montou-se a Tabela 5, que apresenta cada aterro estudados, os respectivos fatores de segurança com drenagem eficiente e drenagem obstruída, e a situação em que o aterro se encontrava em campo.

**Tabela 5.** Comparação entre os Fatores de Segurança.

Aterro estudado	FS com drenagem eficiente	FS com drenagem obstruída	Situação do Aterro
Aterro Bandeirantes	1.677	1.055	Rompido
Aterro Zona Norte de Porto Alegre	1.049	0.638	Não rompido
Aterro Canabrava	1.549	1.145	Rompido
Aterro Metropolitano Central	0.753	0.606	Não rompido (ruptura simulada)

Através da Tabela 5, foi realizada uma avaliação estatística da redução do FS nos aterros avaliados, o resultado é apresentado na Tabela 6, assim é possível analisar a redução que houve no fator de segurança com a elevação da linha piezométrica no aterro.

**Tabela 6.** Redução dos Fatores de Segurança.

Aterro estudado	Redução	Redução (%)
Aterro Bandeirantes	0.622	37.09
Aterro Zona Norte de Porto Alegre	0.411	39.18
Aterro Canabrava	0.404	26.08
Aterro Metropolitano Central	0.147	19.52

Analisando a Tabela 6, pode-se verificar que a redução no fator de segurança do aterro de Bandeirantes, que sofreu ruptura, foi de 37.09%; já para o aterro da Zona Norte de Porto Alegre, que não sofreu ruptura, a redução foi de 39.18%; para o aterro de Canabrava, que teve toda a sua massa de RSU rompida, a redução foi um pouco menor para o aumento do nível do lixiviado 26.08%; e para o Aterro Metropolitano Central a redução foi de 19.52%.

Com tais dados podemos perceber a influência direta que um sistema de drenagem ineficiente gera na estabilidade do aterro. Outro fato de destaque é a inclinação do talude, quanto mais íngreme maior a instabilidade do mesmo.

### Conclusão

Diante dos resultados apresentados podemos destacar a importância que se tem o estudo do comportamento dos aterros de resíduos sólidos urbanos, tanto em sua condição de estabilidade, quanto em eventos de ruptura.

A importância da realização de retro-análises se dá pelo fato de que a compreensão elementos que culminaram em eventuais rupturas para aterros sanitários, possam ser utilizados como base para avaliação e monitoramento de futuros empreendimentos, reduzindo assim riscos ambientais e financeiros.

O presente trabalho realizou a retro-análise de quatro aterros e verificou a dificuldade que se tem em obter parâmetros geotécnicos que retratem o comportamento do aterro de forma fidedigna. Outro aspecto verificado foi o da influência que é gerada na estabilidade do talude devido ao acréscimo no nível de líquidos no interior da massa, em que as reduções tiveram a redução desde 19.52% para o Aterro Sanitário de Bandeirantes, 39.18% para o Aterro Sanitário da Zona Norte de Porto Alegre, 26.08% para o Aterro Controlado de Canabrava e 19.52% para o aterro Sanitário Metropolitano Centro.

### Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 8419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=2584>
- IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas (1991) *Relatório nº. 29956, Levantamento e análise das causas do escorregamento de massa de lixo no Aterro Bandeirantes – AS-1*. São Paulo.
- Kaza, S., Yao, L. C.; Bhada-Tata, P.; Van Woerden, F.(2018) *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development*; Washington, DC: World Bank. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Motta, E. Q. (2011) *Avaliação da Resistência ao Cisalhamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Codisposição de Lodo de Tratamento de Esgoto através de Ensaios de Cisalhamento Direto de Grandes Dimensões*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 190 pp.
- Oliveira, D. A. F. (2002) *Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos*, Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Brasília, Distrito Federal, 154 pp.
- Pereira, T. S. (2013) *Avaliação do desempenho de diferentes métodos de análise de estabilidade de taludes em barragens de terra*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, RS, 77 pp.
- Strauss, M. (1998) *Análise de estabilidade de talude do aterro sanitário da zona norte de Porto Alegre*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 122 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## LOGÍSTICA REVERSA DE MEDICAMENTOS EM DESUSO: AVALIAÇÃO DA SITUAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BELÉM, NA REGIÃO SUL DO BRASIL

\* Demian da Silveira Barcellos<sup>1</sup>  
Javier Salvador Gamarra Junior<sup>2,3</sup>  
Nicole Santos Accioly<sup>1</sup>  
Harry Alberto Bollmann<sup>1</sup>

### DRUG TAKE-BACK PROGRAM: ASSESSMENT OF THE SITUATION OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF BELÉM RIVER, IN SOUTHERN BRAZIL

Recibido el 30 de enero de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

#### Abstract

*In Brazil, the drug take-back of unused drugs is not yet established by law at the national level. But several states and municipalities already have specific laws that regulate it, such as Paraná and the city of Curitiba. The state of Paraná was one of the pioneers in drug take-back program in Brazil and is one of the most advanced states in the matter. The main objective of this research was to evaluate the percentage of pharmacies in the Belém river basin, the main river in Curitiba, the capital of the state of Paraná, which are collecting unused drugs and whether these systems are complying with municipal and state laws. To achieve the proposed objective, a random sampling was carried out in pharmacies in the basin, collecting information through interviews. The results indicated that only 24% of pharmacies in the basin are collecting unused drugs. And that all visited pharmacies, with drug collection systems, are at disagreement with the laws. Because there is still no sectoral agreement and these initiatives are still efforts by pharmacy networks or pharmacies.*

**Keywords:** drug take-back, pharmaceuticals management, Belém river basin.

<sup>1</sup> Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, Brasil.

<sup>2</sup> Centro Universitário Campos de Andrade, Curitiba, Brasil.

<sup>3</sup> Grupo de Trabalho de Medicamentos do Paraná, Curitiba, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Pontifícia Universidade Católica do Paraná, R. Imaculada Conceição, 1155 - Prado Velho, Curitiba - PR, 80215-901, Brasil. Email: [demian.barcellos@gmail.com](mailto:demian.barcellos@gmail.com)

## Resumo

No Brasil, a logística reversa de medicamentos em desuso ainda não está estabelecida por lei em nível federal. Mas vários estados e municípios já possuem leis específicas que a regulam, como é o caso do Paraná e da cidade de Curitiba. O estado do Paraná foi um dos pioneiros na logística reversa para o setor no Brasil e é um dos estados mais avançados na questão. O principal objetivo desta pesquisa foi avaliar o percentual de farmácias na bacia do rio Belém, principal rio de Curitiba a capital do estado do Paraná, que estão coletando medicamentos em desuso e se esses sistemas estão cumprindo as leis municipais e estaduais. Para atingir o objetivo proposto, foi realizada uma amostragem aleatória nas farmácias da bacia, coletando informações por meio de entrevistas. Os resultados indicaram que apenas 24% das farmácias na bacia estão coletando medicamentos em desuso. E que todas as farmácias visitadas, com sistemas de coleta de fármacos, estão em desacordo com as leis. Porque ainda não há acordo setorial e essas iniciativas ainda são esforços próprios das redes de farmácias ou farmácias.

**Palavras chave:** logística reversa de medicamentos em desuso, gestão de produtos farmacêuticos, Bacia do rio Belém.

---

## Introdução

Os sistemas de logística reversa de medicamentos domiciliares em desuso, já existem nos países da União Europeia e da América do Norte e são importantes mecanismos de gestão para o controle da poluição. Porém, a estrutura desses sistemas é distinta nestas duas regiões. Na União Europeia existe uma regulação geral para todos os estados-membro, mas cada país possui um sistema próprio de acordo com as suas especificidades (Carazza *et al.*, 2014). Segundo Carazza *et al.* (2014), a base dos sistemas de logística reversa na Europa é o “enfoque mandatário e responsabilidade ampliada do produtor”. Já no caso dos Estados Unidos (EUA) e do Canadá, não há um arcabouço legal federal que regulamente estes programas e sim sistemas independentes, com iniciativas que se multiplicam nos estados (EUA) ou províncias (Canadá) (Carazza *et al.*, 2014; Canadá, 2019; USA, 2019). Tais sistemas são predominantemente consolidados pelo enfoque da autorregulamentação, com uma base comunitária constituída por agentes sociais proativos (Carazza *et al.*, 2014). No Brasil a logística reversa de medicamentos em desuso ainda está em estado incipiente, a regulamentação federal é recente, e são os esforços individuais dos municípios e estados que tem tido maior destaque.

No Brasil, a logística reversa de medicamentos domiciliares tem sido tema de diversos Projetos de Lei (PLs) no congresso nacional. Na câmara dos deputados os PLs nº 2121/2011; 2148/2011; 2494/2011; 5705/2013; 6160/2013; 7064/2014; 1109/2015; 893/2016; 5152/2016; e 6776/2016. No Senado Federal, o PL nº 375/2016 (BRASIL, 2018). Contudo, apesar dos esforços coordenados principalmente pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), que tem buscado, por meio de um acordo setorial (entre o poder público, fabricantes, importadores e distribuidores ou comerciantes), elaborar uma política pública que regulamente a logística reversa de medicamentos a nível federal, o estabelecimento desse instrumento legal tem sido difícil. Por isso em novembro de 2018, buscando resolver o impasse de forma rápida a nível nacional, o governo

federal publicou uma minuta de decreto para regulamentar a logística reversa para o setor. A minuta passou por fase de consulta pública e esteve recebendo contribuições até 18 de janeiro de 2019 (Brasil, 2019). O decreto presidencial nº 10388 foi publicado no Diário Oficial da União em 5 de junho de 2020 e finalmente os sistemas de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso passaram a ter uma regulamentação a nível federal.

A logística reversa para o setor de medicamentos foi impulsionada pela Lei Federal nº 12305/2010 (Política Nacional dos Resíduos Sólidos - PNRS) (Brasil, 2010), que estabelece a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. A PNRS define que a responsabilidade compartilhada são atribuições individualizadas e encadeadas dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos (Brasil, 2010). Assim, a partir da PNRS, a logística reversa passou a ganhar destaque como um dos principais instrumentos de gestão ambiental no Brasil (Ferreira & Graciani, 2014).

Seguindo os pressupostos da responsabilidade compartilhada, vários Estados do país já instituíram a logística reversa para o setor de medicamentos como política pública (Ferreira & Graciani, 2014; Medeiros *et al.*, 2014). São eles Acre (Lei nº 2720/2013), Ceará (Lei nº 15192/2012), Distrito Federal (Lei nº 5092/2013), Paraíba (Lei nº 9646/2011), Paraná (Lei nº 17211/2012), Rio Grande do Sul (Lei nº 13905/2012) e Amazonas (Lei nº 3676/2011). Além disso, há registros de municípios com programas de logística reversa de resíduos de medicamentos, como são os casos de São Paulo, Porto Alegre, Curitiba e Goiânia (Medeiros *et al.*, 2014; Curitiba, 2012).

O estado do Paraná está entre os estados pioneiros da logística reversa para o setor de medicamentos. O avanço nestas iniciativas e discussões em grande parte foi resultado da atuação do Grupo de Trabalho de Medicamentos do Paraná (GTM-PR). O GTM-PR é uma câmara técnica multiprofissional composta por diversas instituições do setor farmacêutico e do governo municipal e estadual, que tem concebido e induzido a logística reversa de medicamentos em desuso no estado do Paraná e em especial em Curitiba (GTM-PR, 2018). O grupo é permanente, tem um caráter consultivo e de concepção acerca das políticas e ações referentes à logística reversa de medicamentos. O GTM-PR concebeu a estrutura das leis estadual e municipal garantindo que estas tivessem um desenho coerente e factível; planejou e promoveu o crescimento da logística reversa na região; e influenciou as tendências nacionais para estes sistemas, como por exemplo, participando ativamente da consulta pública da ABNT para as normas técnicas das urnas coletoras de medicamento (Barcellos, Bollmann e Azevedo, 2019, p.114).

As leis que instituem a logística reversa de medicamentos domiciliares em desuso no Paraná e em Curitiba apontam que a responsabilidade de todas as farmácias é dispor de um espaço para a



coleta destes medicamentos domiciliares, enquanto, o setor produtivo (distribuidoras e indústrias farmacêuticas) deve arcar com os custos das urnas de coleta, colocadas nas farmácias, e da coleta e destinação final destes resíduos. Mas por problemas de fiscalização, dos órgãos ambientais e sanitários responsáveis (Vigilância Sanitária e Instituto Ambiental do Paraná/IAP), ainda não se sabe qual é o alcance destes sistemas e nem se eles estão cumprindo as exigências legais (Paraná, 2012; Curitiba, 2012).

Buscando contribuir neste sentido, o objetivo desta investigação foi avaliar a situação da bacia hidrográfica do rio Belém quanto a coleta de medicamentos em desuso nas farmácias. Avaliando por meio de uma amostragem aleatória por entrevistas semiestruturadas o percentual de farmácias que está coletando medicamentos domiciliares em desuso e se estes sistemas estão seguindo as diretrizes estabelecidas pelas leis.

### Metodologia

A área de estudo foi a bacia hidrográfica do rio Belém (figura 1) que é completamente urbana e está inteiramente dentro do município de Curitiba, capital do estado do Paraná. O rio Belém é a principal bacia hidrográfica da cidade, possui área de 87.85 km<sup>2</sup> e ocupa 20% do seu território, em sua área de drenagem situam-se muitos dos principais bairros e elementos arquitetônicos e paisagísticos que representam Curitiba no contexto nacional e internacional. No ano de 2010, segundo os dados do Censo do IBGE por setor censitário, a bacia abrigava 475606 habitantes, dentre os 1751907 habitantes de Curitiba – o que consiste 27% da população da cidade.

Nesta pesquisa metodologicamente a bacia foi dividida em três partes: 1) a região das nascentes (Alto Belém); 2) a região central da bacia (Médio Belém); e 3) a região da foz da bacia (Baixo Belém). Esta divisão metodológica foi baseada na proposta concebida por Carvalho Junior (2007) e, posteriormente, utilizada também por Knopki (2008). No entanto, ambos dividiram a bacia em quatro grandes regiões, mas, neste estudo, optou-se por juntar as regiões 1 e 2 referidas por estes autores, formando uma única região o Alto Belém. Por observar-se que as regiões 1 e 2 separadamente representam regiões muito pequenas e que, apesar de terem sutis distinções, de forma geral apresentam homogeneidade. Destacam-se como aspectos similares destas regiões as características de declividade, cobertura florestal, qualidade das águas, e uso e ocupação do solo.

A análise dos sistemas de coleta de medicamentos em desuso foi feita a partir de entrevistas semiestruturadas realizadas entre dezembro de 2016 e junho de 2017. As entrevistas foram apreciadas e aprovadas pelo comitê de ética em pesquisa da PUCPR (Pontifícia Universidade Católica do Paraná). O total de farmácias da cidade de Curitiba e sua localização geoespacial foi fornecido pelo departamento de geoprocessamento do IPPUC (Instituto de Pesquisa Planejamento Urbano de Curitiba). Estes dados, segundo o IPPUC, foram gerados a partir dos

alvarás de 2016 da Secretaria Municipal de Finanças de Curitiba. Segundo estas informações a cidade de Curitiba tem um total de 1352 farmácias e destas 610 estão dentro da bacia hidrográfica do rio Belém, o que representa cerca de 45% do total de farmácias da cidade.



**Figura 1.** Macrolocalização da bacia hidrográfica do rio Belém.

Para determinar o número de farmácias que deveriam ser amostradas na bacia do rio Belém foi utilizada a fórmula para a estimativa da grandeza da amostra na amostragem pelas proporções, de Cochran (1977):

$$n = \frac{\frac{t^2 PQ}{d^2}}{1 + \frac{1}{N} \left( \frac{t^2 PQ}{d^2} - 1 \right)}$$

**Equação (1)**

Onde:

n= tamanho da amostra;

t= nível de confiança escolhido;

P= percentagem na qual o fenômeno se verifica;

Q= percentagem complementar;

N= população total;

d= erro máximo permitido.

Admitiu-se um nível de confiança de 90% (na tabela t de Student o valor de 1.64), um erro máximo de 8% (0.08), considerando a percentagem na qual o fenômeno se verifica como 50% (0.5). Foi apontada a necessidade de amostrar proporcionalmente 92 farmácias na bacia estudada.

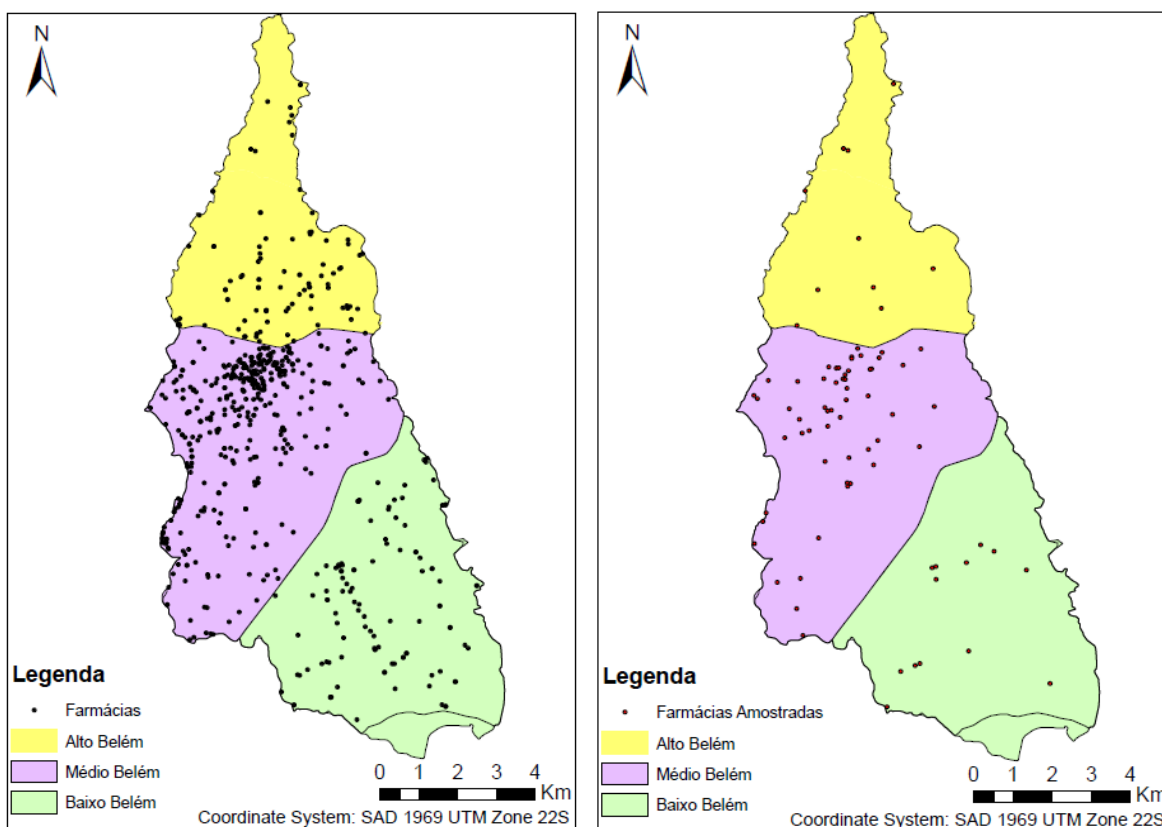
Para a seleção das farmácias amostradas utilizou-se Gerador de Números Aleatórios (GNA). Como na região do médio Belém haviam 403 farmácias, dentre as 610 que estão dentro da bacia, separou-se as farmácias proporcionalmente por estrato (alto, médio e baixo Belém), para que o GNA as selecionasse por estrato. Assim foi mantida a proporcionalidade espacial das farmácias, sem que houvesse aglomeração de amostras na região do médio Belém. Então, a partir do total de farmácias por segmento verificou-se o percentual de farmácias que cada região possui em relação ao total da bacia (tabela 1). E com este percentual foi verificado qual o número que ele representaria perante as 92 farmácias que precisariam ser amostradas.

O número de farmácias apontado por este método em cada região da bacia consta na (tabela 1). Na figura 2, pode-se verificar as 610 farmácias que estão dentro da bacia hidrográfica do rio Belém e as 92 farmácias amostradas.

**Tabela 1.** Total, percentual e tamanho da amostra das farmácias por região da bacia.

Segmento	Farmácias	Fração do estrato (%)	Amostra
Alto	97	15.90	15
Médio	403	66.07	60
Baixo	110	18.03	17
Total	610	100	92

As perguntas realizadas aos farmacêuticos foram: se a farmácia recebe medicamentos em desuso; quando a farmácia (ou rede de farmácias) começou a realizar a coleta dos medicamentos em desuso; qual o material do recipiente de coleta; quem era o responsável pelo tratamento final dos medicamentos em desuso coletados; qual é o encaminhamento e destino final dos medicamentos coletados; se o entrevistado conhece o programa de logística reversa de medicamentos da empresa responsável e se o programa foi apresentado ao órgão competente; se a farmácia já havia sido fiscalizada, se sim, qual foi o agente fiscalizador; como funciona o sistema de registro e quantificação dos medicamentos em desuso coletados; e se a farmácia possui o registro de massa/periodicidade dos medicamentos coletados.



**Figura 2.** Total de farmácias e farmácias amostradas na bacia hidrográfica do rio Belém.

### Resultados e discussão

Dentre as 92 farmácias amostradas, 22 estão recebendo medicamentos em desuso (figura 3). Sendo que nenhuma destas está albergada pelo acordo setorial, tratam-se de iniciativas individuais e descentralizadas da rede ou da farmácia. Mas dentre as farmácias amostradas constatou-se que 24% estão recebendo medicamentos em desuso.

Das 22 farmácias que recebem medicamentos em desuso 19 pertencem as grandes redes, Droga Raia, Panvel, Nissei, Preço Popular e Farmácias São João. São as grandes redes de farmácias que conseguem sustentar os sistemas de coleta de medicamentos domésticos, sem o apoio do setor produtivo.

As urnas coletoras das farmácias analisadas são de variados materiais e tipos. A maioria das urnas é de plástico, mas também foi identificada uma urna de MDF + sacola plástica e também uma

farmácia sem urna que recebe os medicamentos no balcão. Apenas esta farmácia que recebe os medicamentos no balcão não está de acordo com as leis (Paraná, 2012; Curitiba, 2012), quanto ao material de armazenamento dos medicamentos coletados. As leis exigem que o material de armazenamento seja estanque e resistente a impactos e ruptura, e neste caso foi relatado que os medicamentos eram colocados em uma caixa de papelão, sem sacola plástica.

Outro problema desta mesma farmácia que não está de acordo com a lei quanto ao material de armazenamento dos medicamentos, é que pela não existência de uma urna de coleta, não há qualquer maneira de saber que ela recebe medicamentos em desuso. Assim, não sendo um recipiente de fácil visualização e claramente identificado como orienta as leis (Paraná, 2012; Curitiba, 2012). Os medicamentos domésticos em desuso recebidos nesta farmácia, também são misturados com os medicamentos expirados da própria farmácia. Este é mais um ponto em que está farmácia não está seguindo as leis, pelos medicamentos domésticos recebidos precisarem ser segregados, em relação aos medicamentos vencidos da própria farmácia, para que seja possível medir sua massa (Paraná, 2012; Curitiba, 2012).

Por outro lado, a segregação na coleta de medicamentos sólidos, medicamentos líquidos e resíduos recicláveis nos recipientes de coleta, como exige a lei de Curitiba, foi observado em um número reduzido de pontos de coleta. Portanto, este é um aspecto da lei que em geral não está sendo atendido.

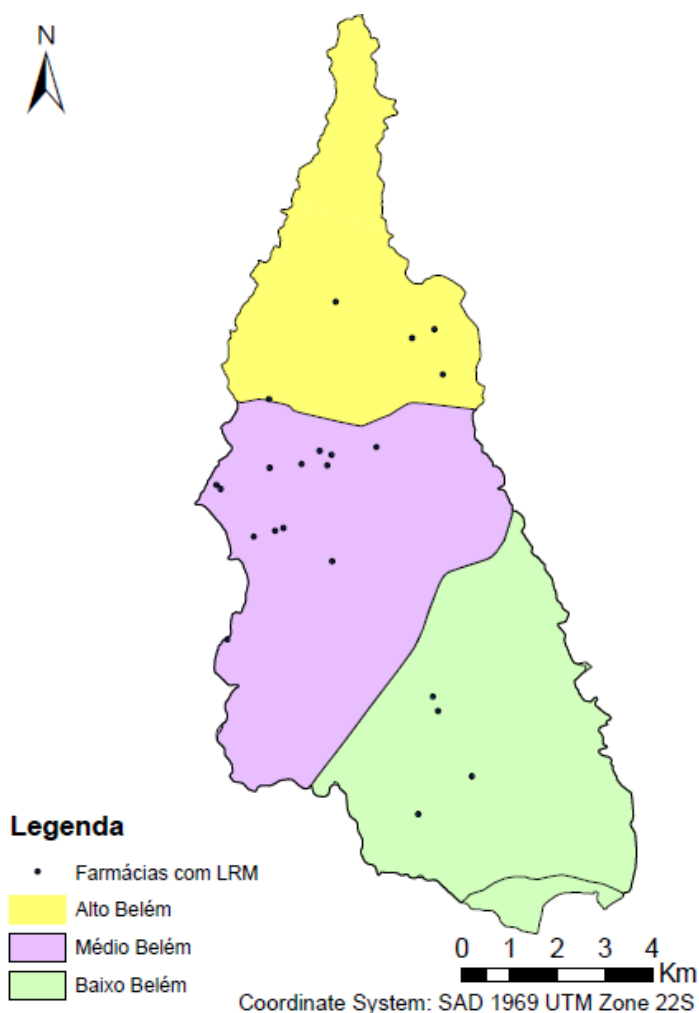
Dentre os 22 farmacêuticos entrevistados, nas farmácias com recebimento de medicamentos domésticos, apenas 2 farmacêuticos não souberam afirmar para onde são encaminhados os medicamentos coletados. Nos demais casos foram citadas as empresas de resíduos que fazem a coleta periódica destes medicamentos. As empresas citadas foram: Cavo, Serquip, Bioaccess e Ambiserv.

Dos farmacêuticos entrevistados, apenas 3 não souberam informar o ano em que a farmácia começou a receber os medicamentos em desuso, pelo sistema já estar implementado quando eles começaram a trabalhar na farmácia. Mas a variabilidade das repostas obtidas foi de 2008 a 2018. Sendo que, observou-se que a maioria dos sistemas se iniciou em 2012, o que coincide com a instituição das leis estadual e municipal.

Quanto a destinação dos medicamentos domésticos em desuso, nas farmácias analisadas todas as repostas obtidas indicaram que os medicamentos são incinerados. O que neste aspecto configura o atendimento da lei.

As leis municipal e estadual que instituem a logística reversa determinam que os programas de logística reversa de medicamento domésticos em desuso sejam fiscalizados pelos órgãos competentes (IAP e Vigilância Sanitária). Porém, as entrevistas mostraram que apenas a Vigilância Sanitária está fazendo a fiscalização.

O registro da quantidade em kg de medicamentos recebidos exigido pelas leis, em geral tem sido feito pelas farmácias. Observou-se uma grande variabilidade na quantidade de medicamentos coletados, variando de 1 kg mês até 45 kg mês, mas tendo uma média de cerca de 13 kg mês. Essa variabilidade é reflexo da localização da farmácia, de seu tamanho, da visibilidade do seu sistema de coleta de medicamentos em desuso e claro da proximidade de outros pontos de coleta.



**Figura 3.** Farmácias que recebem medicamentos em desuso dentre as 92 amostradas.

*Nota: LRM= Logística Reversa de Medicamentos em desuso*

## Conclusão

A avaliação dos sistemas de coleta de medicamentos domésticos em desuso mostrou que apenas 24% das farmácias na bacia do rio Belém estão coletando medicamentos em desuso. Extrapolando esses dados para toda a cidade de Curitiba, considerando as informações fornecidas pelo IPPUC (Instituto de Pesquisa Planejamento Urbano de Curitiba) que contabiliza um total de 1352 farmácias em Curitiba, estima-se que cerca de 324 farmácias estão coletando medicamentos em Curitiba e 146 na bacia do rio Belém.

Foi verificado que os detalhes dos sistemas de coleta de medicamentos na maioria das vezes estão atendendo as determinações das legislações. Mas cada um destes sistemas são iniciativas próprias, das redes ou farmácias, uma vez que o acordo setorial ainda não existe. E neste aspecto todos os sistemas visitados estão em desacordo com a lei. Especialmente pelas farmácias terem tomado a frente destas ações, já que o setor de produção de fármacos, em geral, tem se esquivado de suas obrigações legais. O grande problema dos sistemas existentes, onde as farmácias além do recebimento dos medicamentos também são responsáveis pela sua destinação final, é que para as farmácias que não fazem parte de um grande grupo (como Nissei, Panvel, Droga Raia, etc) o custo pode tornar o sistema inviável, embora seja frívolo para os fabricantes, distribuidores e mesmo para as grandes redes de farmácias (Barcellos, Bollmann e Azevedo, 2019, p. 116).

## Referências

- Barcellos, D. S., Bollmann, H. A., Azevedo, J. C. R. (2019) *Gestão de micropoluentes farmacêuticos em rios urbanos: um estudo do caso dos contraceptivos orais na bacia hidrográfica do Rio Belém*. 1. ed. Riga: OmniScriptum Publishing Group. v. 1., 229 pp.
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos*. Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- Brasil (2018) *Medicamentos: consulta pública para decreto*, Ministério do Meio Ambiente, Brasil Acesso em 20 de novembro de 2018, disponível em: <http://mma.gov.br/informma/item/15243-descarte-de-medicamentos-ser%C3%A1.html>
- Brasil (2019) *Consulta Pública Medicamentos: implementação de sistema de logística reversa de medicamentos*, Ministério do Meio Ambiente. Acesso em 20 de janeiro de 2019, disponível em: <http://consultaspublicas.mma.gov.br/medicamentos/>
- Canadá (2019) *Safe disposal of prescription drugs*. Acesso em 20 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/safe-disposal-prescription-drugs.html>
- Carazza, R. I., Rosandiski, E. N., Hiratuka, C., Fracalanza, P. S. (2014) Resíduos pós-consumo de medicamentos: arcabouços institucionais e sistemas de gestão em experiências internacionais selecionadas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, (34), 60-78.
- Carvalho Junior, M.R. (2007) *O interesse popular na gestão dos recursos hídricos sob a ótica do desenvolvimento sustentável: o caso da bacia do Rio Belém em Curitiba, PR*. Dissertação de mestrado em Gestão Urbana, Escola de Arquitetura e Design, Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 268 pp.
- Cochran, W. G. (1977) *Sampling Techniques*. 3. ed., New York: John Wiley & Sons.

- Curitiba (2012) *Lei nº 13.973, de 30 de abril de 2012. Dispõe sobre a coleta de medicamentos vencidos ou não utilizados por pontos de venda de medicamentos instalados no município de Curitiba e dá outras providências.* Diário Oficial do Município, Curitiba.
- Ferreira, G. L. B. V., Graciani, F. S. (2014) Descarte de medicamentos: iniciativas regionais para a implementação da logística reversa. *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, **XVII**(122), mar 2014. Acesso em 20 de janeiro de 2019, disponível em: <https://ambitojuridico.com.br/cadernos/direito-ambiental/descarte-de-medicamentos-iniciativas-regionais-para-a-implementacao-da-logistica-reversa/#:~:text=A%20op%C3%A7%C3%A3o%20pela%20aplica%C3%A7%C3%A3o%20da,destina%C3%A7%C3%A3o%20adequada%20dos%20medicamentos%20recolhidos>.
- GTM-PR, Grupo de Trabalho de Medicamentos do Paraná (2018) *Projeto Piloto para descarte de resíduos de medicamentos domiciliares no município de Curitiba.* Acesso em 20 de novembro de 2018, disponível em: [https://crf-pr.org.br/uploads/noticia/13799/Projeto\\_para\\_Descarte\\_de\\_Resduos\\_de\\_Medicamentos\\_Domiciliares\\_no\\_municipio\\_de\\_Curitiba.pdf](https://crf-pr.org.br/uploads/noticia/13799/Projeto_para_Descarte_de_Resduos_de_Medicamentos_Domiciliares_no_municipio_de_Curitiba.pdf)
- Knopki, P. B. (2008) *Avaliação da qualidade de vida dos moradores da bacia hidrográfica do rio Belém, Curitiba-PR e sua relação com variáveis ambientais.* Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba. 89 pp.
- Medeiros, M. S. G., Moreira, L. M. F., Lopes, C. C. G. O. (2014) Descarte de medicamentos: programas de recolhimento e novos desafios. *Rev Ciênc Farm Básica Apl.*, **35**(4), 651-662.
- Paraná (2012) *Lei nº 17.211, de 3 de julho de 2012. Dispõe sobre a responsabilidade da destinação dos medicamentos em desuso no Estado do Paraná e seus procedimentos.* Diário Oficial do Estado, Curitiba, PR.
- USA Food and drug administration (2019) *Disposal of Unused Medicines: What You Should Know.* Acesso em 20 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.fda.gov/drugs/resourcesforyou/consumers/buyingusingmedicinesafely/ensuringsafeuseofmedicines/safedisposalofmedicines/ucm186187.htm>



# REVISTA AIDIS

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

## ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DO BRASIL E DA COSTA RICA: ESTUDO DE CASO COMPARATIVO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE DO ESGOTO BRUTO, DO EFLUENTE E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS

\* Gabriela Rodrigues Barroso<sup>1</sup>  
Viviana Solano Ramírez<sup>1</sup>  
Saulo Nonato de Souza<sup>1</sup>  
Erick Javier Centeno Mora<sup>1,2</sup>  
Sílvia Corrêa Oliveira<sup>1</sup>

## WASTEWATER TREATMENT PLANS OF BRAZIL AND COSTA RICA: COMPARATIVE CASE STUDY OF RAW WASTEWATER AND EFFLUENT QUALITY AND REMOVAL EFFICIENCY OF ORGANIC MATTER AND SOLIDS

Recibido el 31 de enero de 2019; Aceptado el 2 de octubre 2019

### Abstract

*This article aims to evaluate 11 Wastewater Treatment Plants (WWTPs) from Costa Rica and Brazil, by comparing its Biological Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Suspended Solids (TSS) in the raw sewage and in the effluent. Regarding the raw sewage composition, significant differences ( $\alpha = 5\%$ ) between both countries were found for COD and TSS, with no significant differences for the BOD concentrations. In addition, Activated Sludge (AS)-based WWTP from Brazil showed a statistically significant better performance than the Costa Rican ones. Among the Brazilian WWTP, AS-based systems (two different variants were evaluated) had a better performance than the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor-based systems with a post-treatment of Trickling Filter (TF). Finally, in the case of the AS-based WWTP of Brazil, no statistically difference was detected in regards of their compliance of the Brazilian or the Costa Rican discharge limits for the three considered parameters, even when the Costa Rican compliance limits are more stringent.*

**Keywords:** sewage, activated sludge, trickling filter, UASB reactor, effluent quality.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Escuela de Ingeniería Civil, Universidad de Costa Rica, Costa Rica.

\*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Calle / Av. Antônio Carlos, 6627, Escola de Engenharia, Bloco 1 - 4º andar – Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. CEP: 31270-010. Brasil. Email: [gabriela\\_r\\_barroso@hotmail.com](mailto:gabriela_r_barroso@hotmail.com)

## Resumo

No presente estudo de caso foram comparadas 11 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) do Brasil e da Costa Rica, considerando as características do esgoto bruto, efluente do sistema e eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST). Ao comparar as condições do esgoto bruto entre os dois países, obteve-se uma diferença estatisticamente significativa ( $\alpha = 5\%$ ) para os parâmetros DQO e SST, no entanto essa diferença não foi significativa para a DBO. Adicionalmente, os sistemas de lodos ativados de aeração prolongada do Brasil mostraram um desempenho estatisticamente superior a seus homólogos da Costa Rica para esses parâmetros. Ao avaliar o desempenho dos sistemas do Brasil segundo a tecnologia de tratamento biológico, os sistemas de lodos ativados (nas duas variantes presentes na amostra) apresentaram um desempenho superior ( $\alpha = 5\%$ ) aos sistemas de reator anaeróbio de fluxo ascendente de manto de lodo (UASB) seguido por filtro biológico percolador (FBP). Finalmente, detectou-se que os sistemas com lodos ativados conseguiram atender na mesma proporção ( $\alpha = 5\%$ ), para a maioria dos parâmetros avaliados, o padrão de lançamento de efluentes do Brasil e o da Costa Rica, sendo este último mais restritivo.

**Palavras chave:** esgoto, lodos ativados, filtro biológico percolador, reator UASB, qualidade do efluente.

## Introdução

Os serviços de esgotamento sanitário representam um desafio comum para os países da região da América Latina e Caribe. No ano 2012 a região apresentava 79% de cobertura de esgotamento sanitário, sendo que apenas 15% do esgoto sanitário recebia tratamento em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Noyola *et al.*, 2012). Estima-se que é necessário um investimento de US \$ 33 mil milhões para atingir uma cobertura de 64% no tratamento do esgoto da América Latina e Caribe, para o ano 2030 (World Water Assessment Programme, 2017).

A coleta e o tratamento de esgoto são fundamentais para evitar a contaminação dos cursos d'água e conseqüentemente promover a saúde pública (Baum *et al.*, 2013; Semeyaga *et al.*, 2015). Desta forma, tais serviços de saneamento são de grande importância para garantir a qualidade de vida de uma população (Orssato *et al.*, 2015).

No Brasil, segundo o diagnóstico dos serviços de água e esgoto do ano base 2016, divulgado de acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e publicado em fevereiro de 2018, o índice de atendimento total com rede coletora de esgotos era de 51.9%, sendo que deste percentual apenas 74.9% era efetivamente tratado. Em relação ao total de esgotos gerados, o índice de tratamento de esgotos médio do país correspondia a um percentual de apenas 44.9%, indicando uma situação preocupante (Brasil, 2018).

Na Costa Rica a situação da coleta e do tratamento de esgotos é ainda mais precária. Em 2015 o percentual de coleta de esgoto doméstico era de 21.4%, sendo que 76.4% da população dispunha o esgoto em fossas sépticas. Da totalidade do esgoto doméstico gerado, apenas o 8.0% era tratado em ETE (Costa Rica, 2016).

Diante da conjuntura apresentada, torna-se primordial a avaliação de serviços de esgotamento sanitário. Compartilhar experiências de países pertencentes a uma mesma região e comparar as condições de ETEs existentes permite uma abordagem conjunta da problemática e favorece a cooperação entre países. Assim, o presente estudo de caso objetiva comparar um total de 11 ETEs do Brasil e da Costa Rica a partir dos dados de monitoramento de parâmetros de qualidade do esgoto bruto e do efluente.

### Metodologia

Para comparar as ETEs, foram caracterizadas as concentrações afluentes, efluentes e as eficiências de remoção dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST) por meio da estatística descritiva. Posteriormente foram aplicados testes de hipóteses para verificar a existência de diferenças significativas entre o esgoto bruto dos dois países, e entre o desempenho dos sistemas de lodos ativados de aeração prolongada, comum aos dois países. Também foi avaliada a diferença de desempenho das distintas tecnologias de tratamento empregadas nas ETEs do Brasil. Por fim, foi avaliado o percentual de atendimento aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes.

### Descrição das estações de tratamento de esgoto avaliadas

As estações de tratamento de esgotos (ETEs) avaliadas neste estudo estão localizadas na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) e na Área Metropolitana da Costa Rica (AMCR). Na Tabela 1 estão apresentadas as características gerais, climatológicas e de cobertura dos serviços de esgotamento sanitário das duas regiões de estudo.

**Tabela 1.** Características das regiões em que as estações de tratamento de esgoto estão localizadas.

Região	Dados gerais		Climatologia			Cobertura de saneamento <sup>2</sup>	
	População <sup>1</sup> (hab)	Extensão (km <sup>2</sup> )	Temperatura mínima (°C)	Temperatura máxima (°C)	Precipitação anual (mm)	Coleta (%)	Tratamento (%)
RMBH	5.00	9460	17.8	27.2	1602.6	83.3	64.1
AMCR	1.40	4462	18.0	29.0	1691.6	30.0	19.4

<sup>1</sup> Milhões de habitantes; <sup>2</sup> Dados referentes ao ano de 2016.

Adaptado de: Agência RMBH (2016), INMET (2010), COPASA (2016), INEC (2011), IMN (2012), Costa Rica (2016)

Na Tabela 2 estão resumidas as características das 11 ETEs avaliadas neste estudo, incluindo a localização, a tecnologia usada no tratamento, a capacidade nominal e a frequência de monitoramento dos parâmetros.

**Tabela 2.** Principais características das estações de tratamento de esgoto avaliadas.

ETE	Localização	Tecnologia <sup>1</sup>	Capacidade nominal (L.s <sup>-1</sup> )	Frequência de monitoramento
1	RMBH	UASB + LA	510	Mensal
2	RMBH	UASB + LA	95	Mensal
3	RMBH	UASB + FBP	35	Mensal
4	RMBH	UASB + FBP	1 800	Mensal
5	RMBH	UASB + FBP	68	Mensal
6	RMBH	LAAP	95	Mensal
7	RMBH	LAAP	21	Mensal
8	AMCR	LAAP	2	Trimestral
9	AMCR	LAAP	4	Trimestral
10	AMCR	LAAP	3	Trimestral
11	AMCR	UASB + LA	6	Trimestral

<sup>1</sup> UASB + LA: Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente seguido por lodos ativados convencional; UASB + FBP: Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente seguido por filtro biológico percolador; LAAP: Lodos ativados de aeração prolongada.

### Parâmetros considerados e padrões de lançamento de referência

Os parâmetros de qualidade do esgoto considerados neste estudo foram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST). Estes parâmetros foram selecionados por serem os mais utilizados para o monitoramento da qualidade do esgoto tratado (von Sperling e Chernicharo, 2002) e por estarem regulamentados nos dois países considerados neste estudo, ou seja, por possuírem padrão de lançamento preconizado por legislações específicas.

No caso das ETEs localizadas na RMBH foram considerados os padrões de lançamento estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) n° 01, de 05 de maio de 2008 – DN COPAM CERH 01/2008, do Estado de Minas Gerais, que dispõe sobre critérios de classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Minas Gerais, 2008). No caso das ETEs localizadas na Costa Rica, foram considerados os padrões de lançamento estabelecidos pelo Regulamento de lançamento e reuso de águas residuais de 2007 (DE-33601-S-MINAE) para lançamento em corpo d'água superficial (Costa Rica, 2007).

Os padrões de lançamento estabelecidos nas referidas legislações e utilizados neste trabalho estão descritos na Tabela 3.

**Tabela 3.** Padrões de lançamento de referência.

Legislação	DBO	DQO	SST
DN COPAM CERH 01/2008 MG - Brasil	DBO até 60 mg.L <sup>-1</sup> ou tratamento com eficiência de redução de DBO em, no mínimo, 60% e média anual igual ou superior a 70%	DQO até 180 mg.L <sup>-1</sup> ou tratamento com eficiência de redução de DQO em, no mínimo, 55% e média anual igual ou superior a 65%	Sólidos em suspensão totais até 100 mg.L <sup>-1</sup>
DE - 33601 – S – MINAE Costa Rica	DBO até 50 mg.L <sup>-1</sup>	DQO até 150 mg.L <sup>-1</sup>	Sólidos em suspensão totais até 50 mg.L <sup>-1</sup>

*Adaptado de: Minas Gerais, 2008 e Costa Rica, 2007.*

Conforme observado na Tabela 3, a legislação da Costa Rica (DE-33601 - s - Minae) apresenta padrões de lançamento mais restritivos do que a legislação DN COPAM CERH 01/2008 do Estado de Minas Gerais - Brasil. Desta forma, para fins de comparação foram avaliados e discutidos os percentuais de atendimento aos padrões de lançamento considerando os limites estabelecidos nas duas legislações.

#### Análises estatísticas

Primeiramente, foi calculada a estatística descritiva para os dados brutos de cada parâmetro (DBO, DQO e SST) do esgoto afluente, do esgoto tratado e das eficiências de remoção para cada uma das 11 ETEs, a fim de caracterizá-las. Na estatística descritiva foi calculado o número de observações, os valores mínimo e máximo encontrados, a média, a mediana, o desvio padrão, o coeficiente de variação, os percentis 25 e 75 e o coeficiente de assimetria. Além disso, foi calculado o percentual de *outliers* pelo método exploratório da Amplitude Interquartis (AIQ) (Tukey, 1977 *apud* Naghettini e Pinto, 2007). Todas as ocorrências de *outliers* foram analisadas individualmente para a decisão de sua manutenção ou retirada das análises.

A fim de avaliar a normalidade dos dados, foi aplicado o teste de *Shapiro-Wilk*, ao nível de significância de 5% ( $\alpha = 0.05$ ). Como não foi observada uma distribuição normal dos dados ( $p$ -valor  $< 0.05$ ), foram aplicados testes de hipóteses não paramétricos visando identificar diferenças significativas entre as comparações estabelecidas no presente estudo. Destaca-se que outros estudos também constataram que, no geral, dados de esgotos brutos e tratados não seguem uma distribuição normal (Oliveira e von Sperling, 2008; Oliveira *et al.*, 2012).

Para comparar as concentrações do esgoto bruto do Brasil e da Costa Rica, foi aplicado o teste não paramétrico de *Mann-Whitney*, o qual também foi aplicado para comparar as eficiências de remoção das ETEs de aeração prolongada do Brasil e da Costa Rica. Importante frisar que a comparação entre as eficiências de remoção das ETEs do Brasil e da Costa Rica foi realizada para a tipologia de tratamento lodos ativados de aeração prolongada, por ser a tipologia comum entre os países e com banco de dados representativo.

Já para a comparação entre as três tecnologias de tratamento empregadas no Brasil (UASB + LA; UASB + FBP e LAAP) foi aplicado o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn (Dunn, 1964), quando identificada diferença significativa no teste de *Kruskal-Wallis*, para identificar quais tecnologias diferiam umas das outras.

Ainda em relação às tecnologias de tratamento das ETEs do Brasil, foram utilizadas tabelas de contingência 3 x 2 para verificar a associação entre o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes e a tecnologia empregada, através da aplicação do teste Qui-Quadrado ao nível de significância de 5%. O mesmo teste foi empregado para detectar relação de independência/dependência entre o atendimento ao padrão do Brasil ou da Costa Rica para cada tecnologia de tratamento, para cada parâmetro analisado, por meio da utilização de tabelas de contingência 2x2, ao nível de significância de 5%. O resultado do teste Qui-quadrado, que compara as frequências observadas em cada categoria da tabela de contingência com as frequências esperadas, foi utilizado para determinar se os desvios entre os percentuais de atendimento são significativos, concluindo assim que existe independência entre os métodos linha-coluna de classificação. Na Figura 1 observa-se o modelo das tabelas de contingência usadas neste estudo de caso.

Cabe ressaltar, que todos os testes estatísticos foram feitos usando o software estatístico *Statistica 10* (Statsoft, 2011), considerando o nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%.

Modelo de tabela de contingência 3 x 2			Modelo de tabela de contingência 2 x 2			
Tecnologia	Atendimento ao padrão BR		País	Atendimento ao padrão		Total
	Sim	Não		Sim	Não	
UASB + LA	<b>Observações</b>		Brasil	<b>Observações</b>		
UASB + FBP			Costa Rica			
LAAE			Total			
Total						
<i>Associação entre o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes do Brasil e a tecnologia de tratamento empregada, por parâmetro.</i>			<i>Associação entre o atendimento ao padrão do Brasil ou da Costa Rica e a tecnologia de tratamento empregada, por parâmetro.</i>			

**Figura 1.** Modelo das tabelas de contingência usadas para a análise dos dados.

## Resultados e Discussão

### Dados de monitoramento das estações de tratamento

Na Tabela 4 é apresentada a estatística descritiva com as principais medidas de tendência central e com o coeficiente de assimetria para a vazão de esgoto tratado e para as concentrações afluentes, efluentes e eficiências de remoção dos parâmetros (DBO, DQO e SST) para cada uma das ETEs.

**Tabela 4.** Estatística descritiva resumida dos parâmetros vazão, DBO, DQO e SST das ETEs avaliadas.

Estatística	ETE												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
Número de observações (adimensional)	60	59	59	60	60	60	59	32	32	27	36		
Vazão	Média (L.s <sup>-1</sup> )	361.0	22.4	29.9	1644	61.0	50.6	29.1	1.9	2.2	2.3	3.4	
	Mediana (L.s <sup>-1</sup> )	358.0	22.5	33.3	1627	64.0	47.8	30.6	1.6	1.9	2.4	3.4	
	C.A.	0.53	0.01	-0.68	0.25	-0.66	0.75	-1.75	4.12	0.44	-0.28	-1.30	
DBO	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	243	317	292	261	293	327	307	318	241	285	270	
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	246	326	285	257	297	335	302	322	228	274	267	
	C.A.	-0.11	-0.09	0.61	0.35	-0.59	1.08	2.05	0.03	1.24	0.77	0.39	
Afluente	DQO	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	572	924	652	610	650	730	652	665	444	545	506
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	555	862	656	592	683	713	642	666	441	499	474	
	C.A.	1.46	2.90	0.64	0.63	-0.59	1.62	1.42	0.24	1.37	1.00	2.66	
SST	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	302	549	271	299	251	320	256	215	184	216	241	
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	293	463	260	271	256	311	240	214	179	211	213	
	C.A.	0.51	3.15	5.20	1.49	-0.17	0.67	2.71	0.58	0.37	0.57	2.23	
Efluente	DBO	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	11	15	32	33	39	22	14	45	21	41	-
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	10	13	26	31	36	15	12	40	19	33	-	
	C.A.	1.58	2.75	1.03	3.59	0.70	1.33	2.49	4.02	1.66	1.12	-	
DQO	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	40	55	119	107	138	77	46	101	53	92	-	
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	38	49	100	98	131	73	42	86	40	69	-	
	C.A.	1.09	1.54	0.80	1.39	0.52	1.76	1.50	3.50	2.53	1.58	-	
SST	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	15	18	53	37	46	31	19	52	21	52	-	
	Mediana (mg.L <sup>-1</sup> )	12	14	43	34	37	28	12	41	21	34	-	
	C.A.	1.42	3.23	1.71	2.24	1.23	1.08	4.17	1.99	0.78	2.36	-	
DBO	Média (%)	95	94	88	88	86	93	95	85	91	85	-	
	Mediana (%)	96	96	91	88	86	95	96	87	92	87	-	
	C.A.	-1.22	-2.39	-1.90	-2.19	-0.14	-1.29	-2.41	-3.04	-1.97	-1.14	-	
Eficiência de remoção	DQO	Média (%)	93	92	80	83	78	89	93	84	88	81	-
	Mediana (%)	93	94	83	83	79	91	93	87	90	87	-	
	C.A.	-1.03	-4.40	-2.51	-0.86	-0.04	-1.27	-1.28	-2.21	-2.52	-1.63	-	
SST	Média (%)	95	94	77	88	82	89	92	74	87	76	-	
	Mediana (%)	96	97	81	89	83	92	95	81	89	83	-	
	C.A.	-0.94	-2.56	-2.17	-2.04	-1.01	-1.17	-2.89	-2.02	-1.33	-1.95	-	

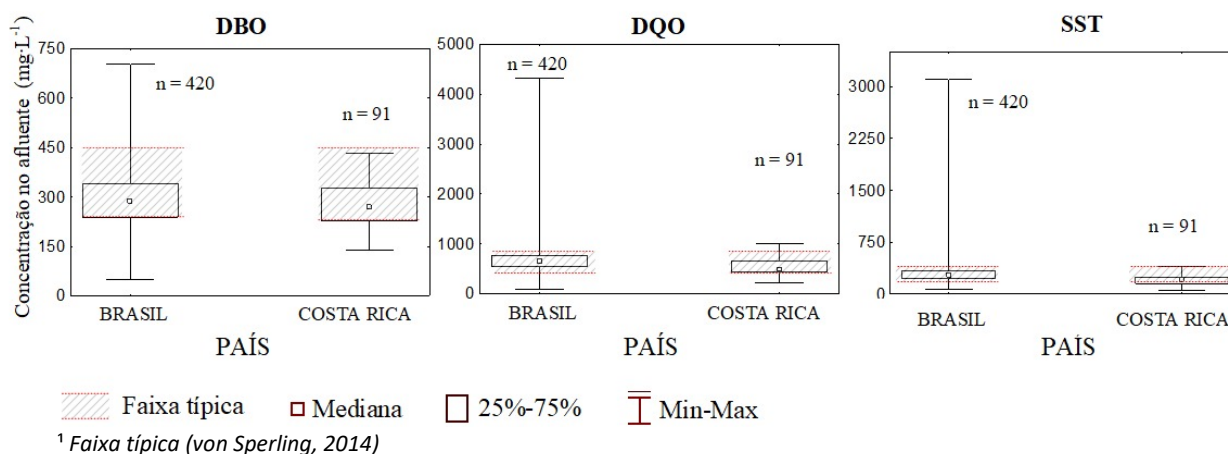
C.A: Coeficiente de assimetria.

Observa-se que a maioria dos dados apresentou um coeficiente de assimetria distante de zero, o que sugere que os dados não seguem uma distribuição normal, conforme comprovado pelo teste de *Shapiro-Wilk* ( $p$ -valor < 0.05). A maioria dos dados de concentrações afluentes e efluentes apresentou distribuição assimétrica à direita ( $CA > 0$ ). Já para os valores de eficiência de remoção, observa-se que para todos os parâmetros o coeficiente de assimetria foi negativo ( $CA < 0$ ), indicando que os dados de eficiência de remoção apresentam distribuição assimétrica à esquerda, com poucas observações de valores baixos de eficiência de remoção.

Após a análise da estatística descritiva, os dados foram agrupados e analisados segundo os critérios de interesse apresentados nos itens a seguir. Assim, as ETEs foram agrupadas por país com o objetivo de identificar diferenças entre as ETEs do Brasil e da Costa Rica e; também foram consideradas apenas as ETEs do Brasil para comparar as diferentes tecnologias de tratamento.

#### Comparação do esgoto bruto das ETEs do Brasil e da Costa Rica

Para a comparação do esgoto bruto, as ETEs foram agrupadas por país, objetivando portanto, identificar diferenças entre as concentrações afluentes de DBO, DQO e SST das ETEs do Brasil e da Costa Rica. Na Figura 2 são apresentados os gráficos *box-plot* das concentrações afluentes de DBO, DQO e SST de cada país, assim como a faixa típica relatada na literatura para cada parâmetro.



**Figura 2.** Concentrações de DBO, DQO e SST afluentes às ETEs do Brasil e da Costa Rica.

Na Figura 2 pode-se observar que o intervalo interquartil dos dados de concentrações afluentes de DBO, DQO e SST estão dentro das faixas típicas de concentrações para esgoto sanitário bruto, segundo von Sperling (2014). Portanto todas as medianas das concentrações afluentes de DBO, DQO e SST das ETEs avaliadas também se encontram de acordo com as faixas típicas indicadas pela literatura brasileira.



Ao aplicar o teste de *Mann-Whitney* para verificar se as concentrações afluentes de DBO, DQO e SST diferem significativamente entre os países, verificou-se que a concentração mediana de DBO do esgoto bruto não difere significativamente entre os países, para um nível de significância de 5% ( $p$ -valor = 0.213). No entanto, para as concentrações afluentes medianas de DQO e SST o teste evidenciou diferença significativa ( $p$ -valor = 0.000), ao nível de significância de 5%, sendo significativamente menores as concentrações medianas de DQO e SST no esgoto bruto da Costa Rica.

É importante ressaltar que diversos fatores podem ser responsáveis pela variabilidade do esgoto bruto, e conseqüentemente pelas diferenças significativas encontradas para DQO e SST do esgoto bruto dos países estudados. Segundo von Sperling (2014), Oliveira e von Sperling (2005), Oliveira *et al.* (2005) e von Sperling *et al.* (2006), a concentração do esgoto bruto pode variar de acordo com a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água, a presença de despejos industriais, entre outros fatores específicos da localidade.

Assim, para o parâmetro DQO, a diferença entre os dois países pode estar relacionada à descarga de efluentes industriais com matéria orgânica não biodegradável que provoca um aumento na DQO, mas não na DBO. Existe a possibilidade de que as ETEs da Costa Rica não recebam despejos industriais, tratando unicamente esgoto sanitário em uma zona residencial pequena. Isto se confirma ao observar (Figura 2) que a mediana de DQO e DBO das ETEs do Brasil foi de 651 e 286  $\text{mg.L}^{-1}$  respectivamente, enquanto que para as ETEs da Costa Rica foram de 491 e 282  $\text{mg.L}^{-1}$ . Segundo Metcalf e Eddy (2014) a descarga de efluentes industriais em redes de esgotamento é de difícil predição e pode apresentar um padrão variável durante o dia ou durante o ano, o que poderia explicar alguns dos valores extremos encontrados para as ETEs do Brasil.

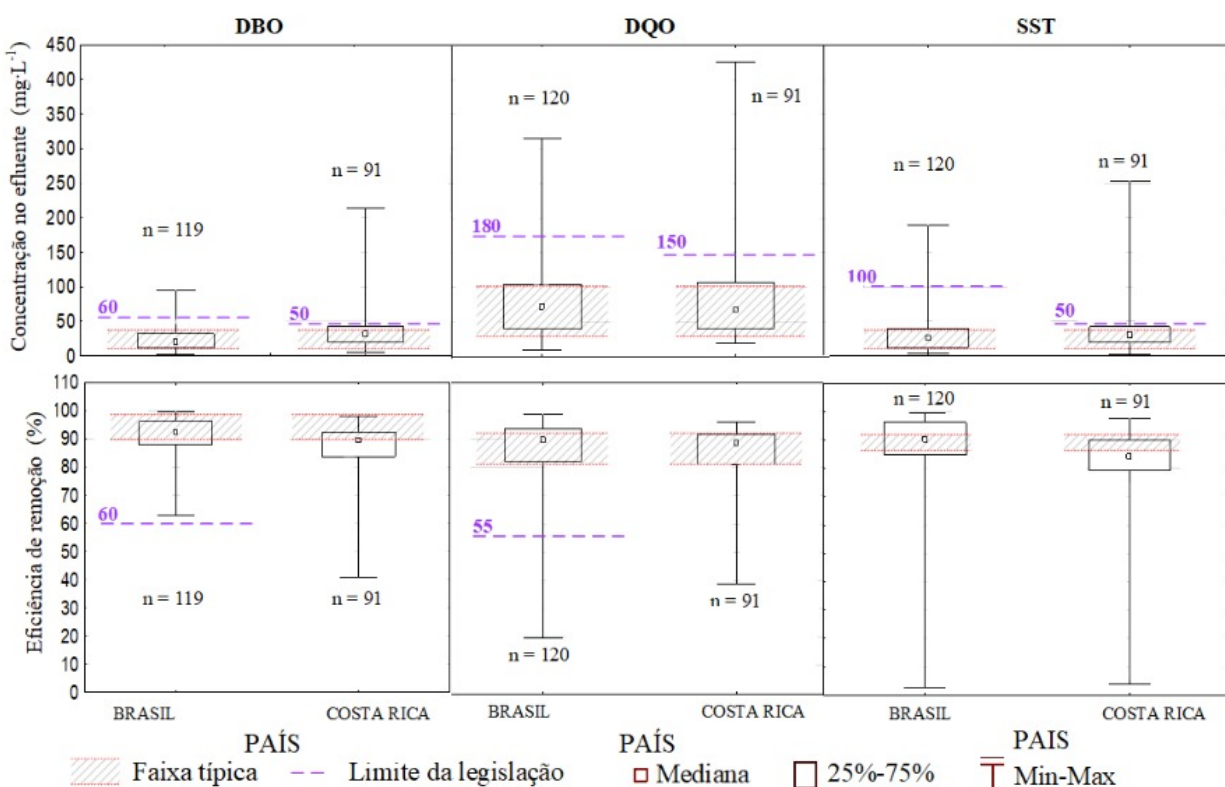
Em relação às diferenças estatísticas encontradas na concentração de SST do esgoto bruto nos dois países avaliados, as ETEs do Brasil apresentaram uma mediana de 272  $\text{mg.L}^{-1}$  enquanto a concentração mediana desse parâmetro para as ETEs da Costa Rica foi de 207  $\text{mg.L}^{-1}$ , com valores máximos menores para o segundo país (Figura 2). A descarga de efluentes industriais nas ETEs brasileiras poderia também explicar parte das diferenças encontradas. No entanto, outro possível fator seria a entrada de água pluvial durante a época chuvosa por meio de conexões clandestinas, contribuindo para o arraste de sólidos suspensos para o sistema durante eventos de chuva. Segundo Metcalf e Eddy (2014) esse aporte de vazão pode variar entre 0.2 a 28  $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ , com valores em caso de eventos extremos de até 500  $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ . A água pluvial enviada para o sistema de esgotamento sanitário, principalmente no começo da estação chuvosa, pode apresentar elevada concentração de sólidos suspensos, com cargas variando entre 0.03 a 18.4  $\text{kg}.\text{ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ , segundo Deebo e Reese (2013).

Dessa forma, um estudo mais aprofundado para os tipos de descargas realizadas nas ETEs brasileiras, particularmente para os efluentes industriais e para a contribuição de água pluvial,

permitiria uma melhor compreensão das diferenças encontradas entre as concentrações do esgoto bruto das ETEs dos dois países.

Comparação das eficiências de remoção das ETEs do Brasil e da Costa Rica para os sistemas de lodos ativados de aeração prolongada

Na Figura 3 são apresentados os gráficos *box-plot* das concentrações efluentes e das eficiências de remoção dos parâmetros avaliados para os dois grupos em comparação (ETEs LAAP do Brasil e ETEs LAAP da Costa Rica).



<sup>1</sup> Faixa típica (von Sperling, 2014); <sup>2</sup> Limite da legislação (Minas Gerais: DN COPAM CERH 01/2008 e Costa Rica: DE - 33601 - s - Minae Costa Rica)

**Figura 3.** Concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, DQO e SST considerando dois grupos: ETEs de LAAP do Brasil e ETEs de LAAP da Costa Rica.

A análise dos gráficos *box-plot* apresentados na Figura 3 e dos resultados do teste de *Mann Whitney* permitem identificar que as eficiências medianas de remoção de todos os parâmetros são significativamente superiores nas ETEs de aeração prolongada do Brasil em relação às ETEs da Costa Rica ( $p$ -valor < 0.05), para um nível de significância de 5%.

A partir da Figura 3, também é possível observar que, para os dois países a maioria das concentrações efluentes para os três parâmetros (mais de 75% das observações) encontra-se abaixo das concentrações limites estabelecidas nos padrões de lançamento das legislações específicas para as duas localidades. A maioria das concentrações efluentes para todos os parâmetros nos dois países também estão de acordo com as faixas típicas estabelecidas na literatura técnica (von Sperling, 2014).

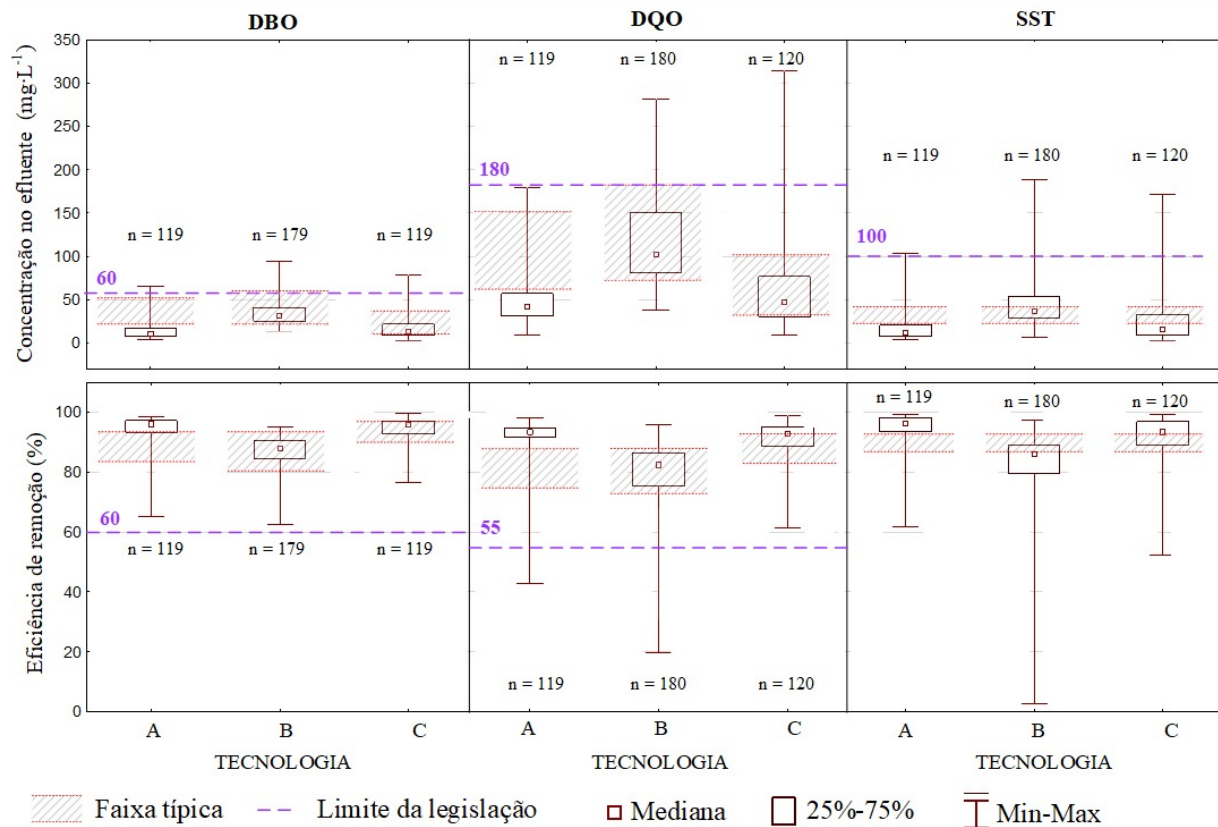
Esta tendência é similar para o caso da eficiência de remoção destes poluentes nas ETEs do Brasil. Nas ETEs de LAAP do Brasil a maioria das eficiências de remoção de todos os parâmetros ficaram acima do valor mínimo definido no padrão de lançamento estabelecido na DN COPAM CERH 01/2008. Além disso, a maioria das observações para as eficiências de remoção de todos os parâmetros nas ETEs brasileiras também ficaram de acordo com a faixa típica recomendada na literatura (von Sperling, 2014). No entanto, para as ETEs da Costa Rica a maioria dos dados de eficiência de remoção de DBO e SST estiveram abaixo da faixa típica da literatura.

#### Comparação das eficiências de remoção dos parâmetros e do atendimento ao padrão de lançamento por tecnologia de tratamento das ETEs do Brasil

Nesta análise foram consideradas apenas as ETEs do Brasil, uma vez que as ETEs da Costa Rica (todas de LAAP) mostraram comportamento diferente em relação às ETEs brasileiras, conforme discutido nos resultados anteriores.

Na Figura 4 são apresentados os gráficos *box-plot* das concentrações efluentes e das eficiências de remoção para os parâmetros avaliados, segundo a tecnologia de tratamento das ETEs do Brasil. Também é apresentada a faixa típica indicada na literatura de concentrações efluentes e de eficiências de remoção dos poluentes considerados, para cada tecnologia de tratamento, assim como os limites para as concentrações efluentes e eficiências de remoção estabelecidos na DN COPAM CERH 01/2008.

A partir dos resultados apresentados é possível notar um desempenho superior dos sistemas com lodos ativados (nas versões de UASB + LA e de LAAP) sobre o sistema de UASB + FP. Para a eficiência de remoção dos poluentes (DBO, DQO e SST), as tecnologias de tratamento que empregam lodos ativados apresentaram eficiência de remoção significativamente superior para todos os parâmetros em relação à tecnologia UASB + FBP (p-valor do teste de *Kruskal-Wallis* e de comparações múltiplas = 0.000), para um nível de significância de 5%. Ao comparar os sistemas de lodos ativados entre si, observa-se um melhor desempenho para a tecnologia UASB + LA em relação ao sistema de LAAP para o caso da eficiência de remoção de SST (significativamente superior no sistema UASB + LA, p-valor do teste de *Kruskal-Wallis* e de comparações múltiplas < 0.05).



<sup>1</sup> Faixa típica (von Sperling, 2014); <sup>2</sup> Limite da legislação (Minas Gerais: DN COPAM CERH 01/2008);

<sup>3</sup> A: UASB + LA, B: UASB + FBP, C: LAAP

**Figura 4.** Concentrações efluentes e eficiências de remoção dos poluentes segundo a tecnologia de tratamento empregada no Brasil.

O intervalo interquartil dos dados de concentração dos parâmetros DBO e DQO no efluente final e de eficiência de remoção destes parâmetros encontram-se dentro da faixa típica para a tecnologia UASB + FBP, segundo a literatura técnica (von Sperling, 2014). No entanto, para esta tecnologia, cerca de 25% dos dados de concentração efluente de SST e de 75% dos dados de eficiência de remoção de SST ficaram fora da faixa indicada na literatura (Figura 4). Essa condição pode estar relacionada à problemas na operação do decantador secundário (por exemplo, descarte inadequado do lodo) que ocasionaria o arraste de sólidos no efluente final, como reportado em Almeida *et al.* (2018) para essa tecnologia.

Em relação à tecnologia LAAP, observa-se na Figura 4 que a maioria dos dados de concentração efluente dos parâmetros ficaram dentro da faixa relatada por von Sperling (2014), com exceção do parâmetro SST que apresentou concentrações inferiores ao indicado. No geral, as eficiências de remoção dos três parâmetros para a tecnologia LAAP também estão de acordo com a faixa relatada, apresentando alguns valores superiores, indicando o bom desempenho das ETEs.

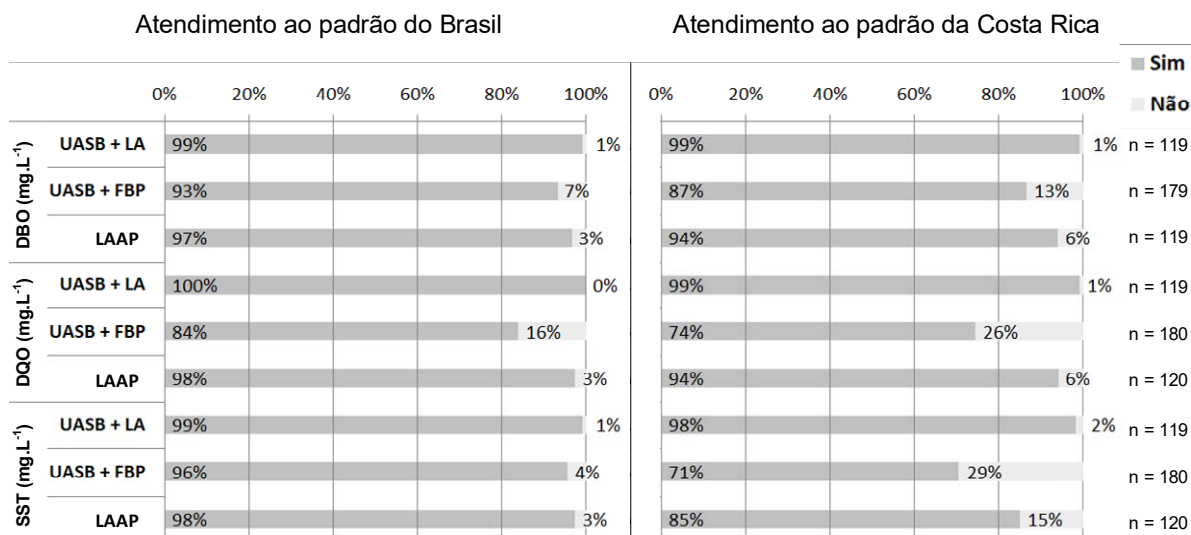
Por fim, para a tecnologia UASB + LA mais de 75% dos dados de concentração efluente de todos os parâmetros encontram-se abaixo da faixa típica da literatura técnica (von Sperling, 2014). Em relação às eficiências de remoção dos parâmetros, esta tecnologia também mostrou excelente desempenho, uma vez que mais de 75% dos dados de eficiência de remoção dos três parâmetros estiveram acima da faixa também relatada pela literatura aqui mencionada.

Segundo von Sperling (2014), o processo LAAP normalmente apresenta um melhor desempenho do que o sistema UASB + LA, o que não foi observado neste estudo. Além disso, a faixa de desempenho esperada do sistema de UASB + LA é muito próxima do sistema de UASB + FBP, mas neste estudo o sistema UASB + FBP apresentou, em geral, desempenho estatisticamente inferior às tecnologias de lodos ativados.

Sobre esse ponto, uma possível explicação para as diferenças encontradas neste estudo é a capacidade ociosa para as diferentes tecnologias. Ao comparar os valores de vazão média das ETEs (Tabela 4) com as respectivas capacidades nominais (Tabela 2), é possível perceber que as ETEs com sistema UASB + LA apresentam uma vazão média igual a  $383.4 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  correspondendo a 63% da capacidade nominal, enquanto os sistemas UASB + FBP apresentam vazão média de  $1903 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  e 91% dessa capacidade e as ETEs LAAP reportam vazão média de  $116 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  e 69% da capacidade nominal. Além disso, nota-se que uma das estações de LAAP (ETE 7) operou em sobrecarga (39% acima da capacidade), o que pode ter prejudicado a qualidade do efluente tratado. Similarmente, os sistemas UASB + FBP operaram em valores bem próximos à capacidade nominal, enquanto os sistemas UASB + LA mantiveram uma margem de 71% e 24% da capacidade do sistema, permitindo operar em condições mais favoráveis para a produção de efluentes com maior qualidade.

Na Figura 5 são apresentados os percentuais de atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos na DN COPAM CERH 01/2008 de Minas Gerais e no DE-33601-s-minae da Costa Rica para os parâmetros DBO, DQO e SST segundo a tecnologia de tratamento, para as ETEs do Brasil, para fins de comparação. Neste caso, foi considerado apenas o limite estabelecido para a concentração efluente para o caso da DBO e DQO, desconsiderando a condição de eficiência de remoção destes parâmetros.

Na Tabela 5 são apresentados os resultados do teste Qui-quadrado para verificação da relação de dependência/independência do atendimento aos padrões de lançamento em função das tecnologias de tratamento empregadas nas ETEs brasileiras. Esta tabela resume o resultado das tabelas de contingência  $3 \times 2$  (primeira linha) e das tabelas  $2 \times 2$  (linhas seguintes), conforme explicado na metodologia.



**Figura 5.** Percentual de atendimento aos limites de concentrações estabelecidos nos padrões de lançamento do Brasil e da Costa Rica, respectivamente, para os poluentes avaliados segundo a tecnologia de tratamento e considerando somente as ETEs instaladas no Brasil.

**Tabela 5.** Comparação estatística das tecnologias de tratamento empregadas nas ETEs do Brasil em relação ao atendimento aos padrões de lançamento.

	Parâmetro avaliado		
	DBO	DQO	SST
Dependência entre o atendimento ao limite (DN COPAM CERH 01/2008) e as tecnologias	Existe dependência estatística significativa. (p = 0.039)	Existe dependência estatística significativa. (p = 0.000)	Não existe dependência estatística significativa. (p = 0.180)
Dependência entre o atendimento ao limite e as tecnologias considerando os padrões do Brasil ou da Costa Rica	UASB + LA	Não existe dependência estatística significativa. (p = 1.000)	Não existe dependência estatística significativa. (p = 0.561)
	UASB + FBP	Existe dependência estatística significativa. (p = 0.035)	Não existe dependência estatística significativa. (p = 1.000)
	LAAP	Não existe dependência estatística significativa. (p = 0.354)	Existe dependência estatística significativa. (p = 0.001)

Entre parênteses: p-valor. <: significativamente inferior, >: significativamente superior; = não há diferença significativa.

No que diz respeito ao atendimento ao padrão de lançamento, é importante ressaltar que os três processos comparados neste estudo atenderam a legislação brasileira em 100% dos casos para os parâmetros de DBO e DQO (considerando o percentual mínimo de remoção desses poluentes de 60% e 55%, respectivamente). No entanto, comparando exclusivamente as concentrações efluentes com os limites de lançamento, é possível observar um atendimento da regulamentação superior a 83% para todos os parâmetros, em todos os casos, sendo esse valor superior a 96% para as tecnologias de lodos ativados avaliadas (Figura 5). O sistema UASB + FBP apresentou um pior desempenho em função dos valores de DQO efluente elevados.

Os resultados do teste Qui-quadrado para independência das tecnologias *versus* o atendimento ao padrão estabelecido na DN COPAM CERH 01/2008 mostraram que existe uma dependência estatisticamente significativa entre a tecnologia empregada e o atendimento aos padrões dos parâmetros DBO e DQO, e independência no caso dos SST (Tabela 5). Isto é confirmado quando se observa, na Figura 4, que os valores típicos para a concentração de SST no efluente final e a eficiência de remoção deste parâmetro para as três tecnologias são os mesmos.

Sendo assim, as diferenças encontradas no atendimento ao padrão de lançamento para o parâmetro SST não são dependentes da tecnologia de tratamento empregada. Outras possibilidades, como as condições construtivas e operacionais dos decantadores secundários dos sistemas, deveriam ser avaliadas para a obtenção de justificativas mais concretas.

Por fim, cabe destacar que para as ETEs com tecnologia UASB + LA avaliadas neste estudo, o atendimento aos limites estabelecidos nos padrões do Brasil ou da Costa Rica independe da tecnologia, ao nível de significância de 5% (Tabela 5). Portanto, as ETEs UASB + LA estudadas atenderiam os limites de lançamento da Costa Rica (mais restritivos do que os limites legais do Brasil, segundo a Tabela 3) na mesma proporção que atendem os limites do Brasil. Tal fato pode estar relacionado a maior folga desses sistemas que operam com vazões médias muito inferiores à capacidade nominal das ETEs, como foi discutido anteriormente.

Para a tecnologia UASB + FBP houve relação de dependência entre o atendimento ao padrão considerado (Brasil ou Costa Rica) para os parâmetros de DBO e SST. Neste caso o atendimento ao padrão da Costa Rica seria significativamente menor em relação ao atendimento ao padrão brasileiro. Para a tecnologia LAAP somente houve relação de dependência para atendimento ao padrão estabelecido para SST. Sendo assim, para o parâmetro DQO, as três tecnologias avaliadas atenderiam o padrão da Costa Rica (mais restritivo) na mesma proporção que se atende o padrão brasileiro. Isto sugere que poderiam ser estabelecidos limites de lançamento mais restritivos no Brasil, que permitam uma proteção ambiental maior, considerando que algumas tecnologias existentes e operadas no Brasil já conseguem atender estes limites.

## Conclusões

Os resultados deste estudo de caso apontaram diferenças significativas entre o esgoto bruto do Brasil e da Costa Rica (para os parâmetros DQO e SST), assim como entre as eficiências de remoção dos parâmetros para as ETEs de LAAP dos dois países. As ETEs de LAAP brasileiras apresentaram, no geral, maiores eficiências de remoção em relação às ETEs de LAAP da Costa Rica. Portanto, considerando esta tipologia de tratamento, as estações de tratamento do Brasil apresentaram melhor desempenho.

Em relação as três tecnologias de tratamento empregadas nas ETEs brasileiras avaliadas neste estudo, foi possível concluir que as ETEs de lodos ativados apresentaram no geral melhor desempenho do que as ETEs que empregam a tecnologia UASB + FBP.

As três tecnologias de tratamento das ETEs do Brasil (UASB + LA; UASB + FBP e LAAP) atenderam ao padrão de lançamento brasileiro em 100% dos casos para os parâmetros de DBO e DQO e em mais de 95% dos casos para SST.

Por fim, considerando os padrões de lançamento estabelecidos pela regulamentação da Costa Rica, mais restritiva do que a brasileira, pode-se concluir que as ETEs do Brasil de lodos ativados analisadas neste estudo de caso, no geral, poderiam atender estes padrões mais restritivos, garantindo assim, maior proteção ambiental. Enquanto que as ETEs UASB + FBP nas condições avaliadas ainda não estão aptas para atenderem padrões mais restritivos.

## Agradecimentos

*Os autores agradecem aos prestadores de serviço por terem disponibilizado os dados e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes - Código 001) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) pelo apoio e cooperação durante a pesquisa. Os autores Viviana Solano e Erick Centeno agradecem ao Programa Estudantes - Convênio de Pós-graduação - PEC-PG, da CAPES/CnPq/MRE-Brasil e à Universidad de Costa Rica pelo apoio financeiro.*

## Referências bibliográficas

- Agência RMBH, Agência de Desenvolvimento da Região Metropolitana de Belo Horizonte (2016) *Color Metropolitano*. Acesso em 23 de maio de 2018, disponível em: <http://www.agenciarmbh.mg.gov.br/institucional/rmbh-e-color-metropolitano/>
- Almeida, P. G. S., Ribeiro, T. B., Silva, B. S., Azevedo, L. S., Chernicharo, C. A. L. (2018) Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário. Parte 6: Qualidade do efluente. *Revista DAE* 66(214), 90–108. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2018.043>
- Baum, R., Luh, J., Bartram, J. (2013) Sanitation: A Global Estimate of Sewerage Connections without Treatment and the Resulting Impact on MDG Progress, *Environmental Science & Technology* 47(4), 1994–2000. doi: <http://dx.doi.org/10.1021/es304284f>



- COPASA, Companhia de Saneamento de Minas Gerais (2016) *Portal de informações*. Acesso em 23 de maio de 2018, disponível em: <http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet>
- Costa Rica (2007) *Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales*. Ministerio de Salud. Nº 33601-MINAE-S. Acesso em 21 de junho de 2018, disponível em: [http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_texto\\_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250&strTipM=TC](http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250&strTipM=TC)
- Costa Rica (2016) *Estado de la nación 2016: recurso hídrico y saneamiento*. Ministerio de Salud. Acesso em 12 de junho de 2018, disponível em: [https://estadonacion.or.cr/files/biblioteca\\_virtual/023/Ambientales/Herrera\\_J\\_2017a.pdf](https://estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/023/Ambientales/Herrera_J_2017a.pdf)
- Debo, T., Reese, A. (2003) *Municipal Stormwater Management*, 2ed., Lewis Publisher, Florida
- Dunn, O. J. (1964) Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, **6**(3), 241-52.
- IMN, Instituto Meteorológico Nacional (2012) *Climatología aeronáutica 2000-2010 – 2012 San José*. Acesso em 12 de junho de 2018, disponível em: <https://www.imn.ac.cr/documents/10179/16505/Climatolog%C3%ADa+del+Aeropuerto+Tob%C3%ADas+Bola%C3%B1os+%28Pavas%29/58c11590-21ce-4646-a0d9-cbfc8c40ccd2>
- INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censo (2011) *X Censo Nacional de Población y VI de Vivienda 2011 – 2011*. Acesso em: 12 de junho de 2018, disponível em: <http://www.inec.go.cr/censos/censos-2011>
- INMET, Instituto Nacional de Meteorología (2010) *Estações e dados – 2010*. Acesso em 12 de junho de 2018, disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>
- Metcalf & Eddy (2014) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, 5th., McGrawHill, New York
- Minas Gerais (2008) *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, 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*. Diário do Executivo, Minas Gerais. Sistema Integrado de Informação Ambiental. Conselho Estadual de Política Ambiental. Acesso em 04 de junho de 2018, disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>
- Naghattini, M., Pinto, E. J. A. (2007) *Hidrologia Estatística*. CPRM, Belo Horizonte, 552 pp.
- Noyola, A., Rivera, A. P., Sagastume, J. M. M.; Guereca, L. P., Padilla, F. H. (2012) Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America, *Clean – Soil, Air, Water*, **40** (9), 926–932. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Oliveira, S. M. A. C., von Sperling, M. (2005) Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – Análise de desempenho, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**(4), 2005, 347-357. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011>
- Oliveira, S. M. A. C., Souki, M. I. O., von Sperling, M. (2005) Características dos esgotos afluentes a 206 estações de tratamento de esgotos em operação no país, *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 23*, Campo Grande/MS, Brasil.
- Oliveira, S. C., von Sperling, M. (2008) Reliability analysis of wastewater treatment plants, *Water Research*, **42** (4-5), 1182-1194. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.09.001>
- Oliveira, S. M. A. C., Souki, M. I. O., von Sperling, M. (2012) Lognormal behaviour of untreated and treated wastewater constituents, *Water Science and Technology*, **65** (4), 596-603. doi: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.899>
- Orsatto, F., Boas, M. V., Eyng, E. (2015) Gráfico de controle da média móvel exponencialmente ponderada: aplicação na operação e monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto, *Revista Eng Sanit Ambient*. **20**(4), 543-550. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040093742>
- Semiyaga, S. (2015) Conservation and Recycling Decentralized options for fecal sludge management in urban slum areas of Sub-Saharan Africa : A review of technologies, practices and end-uses. *Resources, Conservation & Recycling*, **104**,109–119. doi: <http://dx.doi.org/> <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.001>
- Statsoft (2011) *Statística 10.0. StatSoft Inc*. Acesso em 04 de junho de 2018, disponível em: <http://www.statsoft.com/2011>.

- Tukey, J. W. (1977) *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley Publishing Company, Massachusetts apud Naghettini, M., Pinto, E. J. A. (2007) *Hidrologia Estatística*. CPRM, Belo Horizonte, 552 pp.
- Von Sperling, M., Chernicharo, C. A. L. (2002) Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries, *Urban Water*, **4**(1), 105–114. doi: [http://dx.doi.org/110.1016/s1462-0758\(01\)00066-8](http://dx.doi.org/110.1016/s1462-0758(01)00066-8)
- Von Sperling, M., Oliveira, S. M. A. C., Souky, I. O. (2006) Wastewater characteristics in a developing country, based on a large survey (166 treatment plants), *5th World Congresso f IWA – International Water Association*. Pequim, China.
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução a qualidade da água e ao tratamento de esgotos*, 4 ed., Editorial UFMG, Belo Horizonte, 472 pp.
- World Water Assesment Programme (2017) *The United Nations World Water Development Report 2017 The Untapped Resource Wastewater World Water Assessment Programme United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*. Acesso em 04 de junho de 2018, disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002475/247553e.pdf>

# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA E DE DESEMPENHO EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Victor Ybarzo Fechine<sup>1</sup>  
Leandro Bassani<sup>1</sup>  
Amanda Kempt Schroeder<sup>1</sup>  
Amanda da Cruz<sup>1</sup>  
Catiane Pelissari<sup>1</sup>  
\* Pablo Heleno Sezerino<sup>1</sup>

## HYDRODYNAMIC AND PERFORMANCE EVALUATION IN PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND FOR URBAN WASTEWATER TREATMENT

Recibido el 31 de enero de 2019; Aceptado el 6 de febrero de 2020

### Abstract

Constructed wetlands (CW) are ecotechnologies widely used for secondary and advanced wastewater treatment. Among typical configurations, vertical flow CW (VFCW) has become noticeable and has been intensified purposing to improve carbonaceous organic matter removal and nitrogen transformations. Partially saturated VFCW (VFCW-PS) stands out due to not require external energy source, which prevail inside of it oxidative and reductive conditions. Therefore, in this study hydrodynamic and treatment performance on VFCW-PS was evaluated under design and operational conditions. The VFCW-PS had 7.5 m<sup>2</sup> of surface area, 0.75 m total depth, being the last 0.40 m saturated with the effluent. The bed media was composed of 0.03 m thickness of fine gravel layer on the top (n.1), 0.62 m of coarse sand intermediate layer ( $d_{10} = 0.29$  mm;  $d_{60} = 1.16$  mm; Uniformity = 4.05) and 0.10 m of fine gravel layer on the bottom. The macrophyte employed was *Typha domingensis*, which was initially planted at a ratio of 4 plants / m<sup>2</sup>. VFCW-PS received a medium organic loading rate of  $38.27 \pm 16.31$  gCOD/m<sup>2</sup>.day and a hydraulic loading rate of  $83.4 \pm 4.76$  mm/day, with an intermittent feeding with 3 and 4 pulses per day with 3.5 resting period. The treatment performance of the VFCW-PS was evaluated throughout 42 months, based on the loading rate removal from the treatment unit, analysis along the depth of the bed media and during the drainage time duration of the treated wastewater. Moreover, tracer tests with saline tracers were realized for Hydraulic Retention Time (HRT) determination of the VFCW-PS. Results indicated an areal removal load of 34, 4.5, e 2.25 g/m<sup>2</sup>.day of COD, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectively, as also an alkalinity consumption along the thickness of the bed media. HRT observed (0.88 and 1.01 days) in VFCW-PS was close to the theoretical. VFCW-PS presented itself as a potential intensification of classical modality of VFCW, highlighting the efficiency of 93 % on carbonaceous organic matter and 69 % and 82 % for nutrients N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectively

**Keywords:** vertical flow constructed wetland, saturation, tracer test, areal removal load, redox potential.

<sup>1</sup> Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado - GESAD, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

\*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, bairro Trindade, Florianópolis, Santa Catarina, CEP 88040-900, Brasil. Email: [pablo.sezerino@ufsc.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.br)

## Resumo

Wetlands construídos (WC) são uma ecotecnologia amplamente utilizada para o tratamento secundário e avançado de esgoto sanitário. Dentre as categorias existentes, destacam-se os WC de fluxo vertical (WCV), os quais vem sendo otimizados com vistas à melhoria de remoção de matéria orgânica carbonácea e às transformações do nitrogênio presente nos esgotos. Das formas de otimização existentes sem inserção de energia externa, destaca-se o WCV com fundo saturado (WCV-FS), o qual possui ambientes oxidativos e redutores na mesma unidade de tratamento. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a hidrodinâmica e o desempenho de tratamento de um WCV-FS associando condições de projeto e de operação. O WCV-FS avaliado possuía 7.5 m<sup>2</sup> de área superficial e 0.75 m de profundidade total, sendo os últimos 0.40 m saturados com o próprio efluente submetido ao tratamento. O material filtrante foi composto por camadas sobrepostas de 0.03 m de pedra brita nº. 1, seguido de 0.62 m de areia grossa ( $d_{10} = 0.29$  mm;  $d_{60} = 1.16$  mm; Uniformidade de 4.05) na camada intermediária, e 0.10 m de pedra brita nº. 1 na camada inferior. A macrófita empregada foi a *Typha domingensis*, a qual foi inicialmente plantada em uma razão de 4 mudas/m<sup>2</sup>. O módulo de tratamento foi submetido a uma carga orgânica aplicada média de  $38.27 \pm 16.31$  gDQO/m<sup>2</sup>.dia e uma carga hidráulica aplicada de  $83.4 \pm 4.76$  mm/dia, sob um regime de alimentação intermitente de 3 a 4 pulsos por dia, com 3.5 dias de operação e de 3.5 dias repouso. Ao longo de 42 meses de operação foi avaliado o desempenho de tratamento do WCV-FS, baseado na remoção de carga da unidade de tratamento, análises ao longo da profundidade do maciço filtrante e, também, ao longo do tempo de drenagem do efluente tratado. Além disso, testes com traçador salino foram conduzidos para a determinação do tempo de retenção hidráulica no módulo WCV-FS. Os resultados indicaram uma remoção de carga por área de 34, 4.5, e 2.25 g/m<sup>2</sup>.dia de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente, bem como um consumo de alcalinidade ao longo da profundidade do maciço filtrante. O tempo de detenção hidráulico medido (0.88 e 1.01 dias) no WCV-FS foi próximo ao teórico. O WCV-FS apresentou uma potencialidade de otimização da modalidade clássica de WCV, destacando-se eficiência de 93 % na remoção de matéria orgânica carbonácea e 69 % e 82 % para os nutrientes N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente.

**Palavras chave:** wetland construído de fluxo vertical, saturação de fundo, teste com traçador, remoção de carga por área, potencial redox.

## Introdução

Wetlands construídos (WC) são uma tecnologia amplamente utilizada no mundo para o tratamento secundário e avançado de esgoto sanitário, apresentando-se como uma ecotecnologia aplicável ao tratamento descentralizado. Normalmente associada a outras tecnologias, os WC possuem diversas categorias e combinações possíveis, sendo cada uma delas mais adequada para diferentes requerimentos de qualidade de tratamento.

Dentre as diferentes categorias de WC, destacam-se os wetlands construídos verticais (WCV), os quais apresentam condições propícias para a oxidação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação da amônia presentes nas águas residuárias submetidas ao tratamento nestas unidades. Contudo, a remoção de nitrogênio total contido no esgoto afluente é limitada, pois, convencionalmente, os módulos WCV não propiciam ambiente favorável à desnitrificação do nitrato formado.

Visando a promoção dos mecanismos de nitrificação e desnitrificação em um mesmo módulo de WCV, modificações foram propostas ao longo dos anos, destacando-se aquelas nos quais há indução de energia externa, tais como o caso da aeração intermitente ou até mesmo a recirculação do efluente tratado (Dotro *et al.*, 2017). Uma modificação no WCV sem indução de energia externa está relacionada à saturação da camada de fundo do leito filtrante com o próprio esgoto submetido ao tratamento, a fim de manter um ambiente aeróbio na camada superficial e um ambiente anóxico/anaeróbio na porção de fundo do mesmo módulo. Esta modificação vem sendo denominada de wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS) (Dong e Sun, 2007; Pelissari *et al.*, 2017; 2018).

Os WCV-FS, além de apresentarem potencialidade de remoção de matéria orgânica carbonácea e das frações de nitrogênio presentes nas águas residuárias, estes podem apresentar ainda, uma redução da área superficial requerida comparativamente às demais modalidades de WC, tais como os sistemas híbridos (WCV seguido de módulos de escoamento subsuperficial horizontal) (Ilyas & Masih, 2017; Silveira, Belli Filho, Philippi, Kim, & Molle, 2015), trazendo assim redução de custos ao projeto e implantação destas tecnologias. Diferentes critérios de dimensionamento e operação podem ser empregados nos WCV-FS, destacando-se os carregamentos orgânicos, inorgânicos e hidráulicos aplicados, o regime de alimentação e os índices hidrodinâmicos associados (Sezerino *et al.*, 2018; Pelissari *et al.*, 2017). No entanto, essa variedade de critérios e sua não especificidade dificulta a replicação da tecnologia.

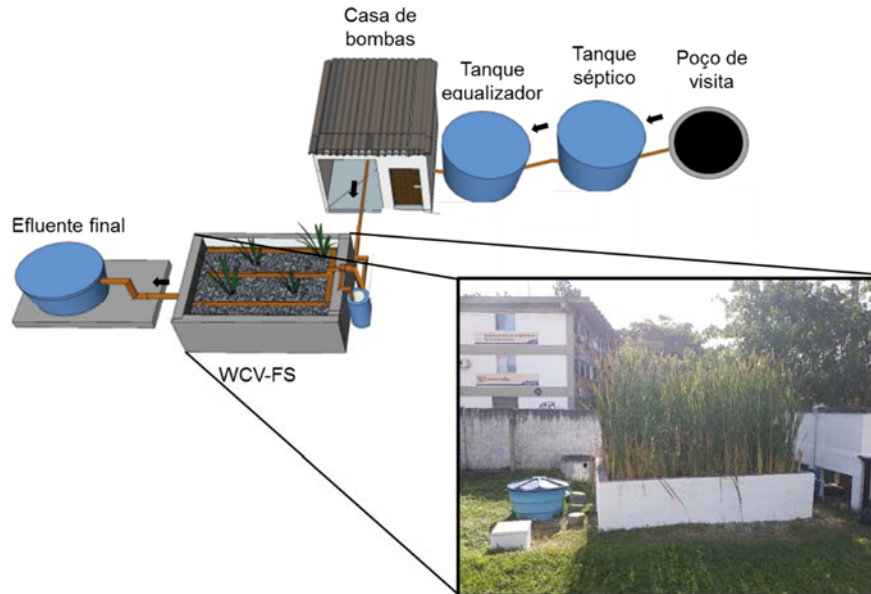
Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar a hidrodinâmica e o desempenho de tratamento associando às condições de projeto e operação de um WCV-FS empregado no tratamento de esgoto sanitário, com vistas a disseminação desta modalidade como uma alternativa descentralizada para a ampliação dos serviços de esgotamento sanitário.

## Metodologia

### Descrição da estação de tratamento de esgoto

O WCV-FS estudado é uma unidade componente de uma estação experimental de tratamento de esgoto, em operação desde junho de 2015, e está localizada nas coordenadas 27°36'12.64"S de latitude e 48°31'14.43"O de longitude, em Florianópolis, sul do Brasil. O esgoto sanitário submetido ao tratamento é coletado em um poço de visita (PV) pertencente a rede de esgoto da concessionária de saneamento do município, seguindo para a unidade de tratamento primário composta por um decanto-digestor tipo tanque séptico (TS), cujo efluente é equalizado e bombeado de forma intermitente ao WCV-FS (Figura 1). O WCV-FS possuía 7.5m<sup>2</sup> de área superficial, sendo composto por camadas sobrepostas de material filtrante com 0.03m de pedra brita (diâmetro variando de 9.5 a 19 mm) na superfície, cuja função é a melhoria na distribuição do esgoto aplicado seguido de uma camada com 0.62m de areia grossa ( $d_{10} = 0.29\text{mm}$ ;  $d_{60} = 1.16\text{mm}$ ; Uniformidade de 4.05), e por fim, 0.10m de pedra brita empregada como proteção da

tubulação de coleta do efluente tratado. Dos 0.75m de perfil vertical do leito filtrante, os últimos 0.40m permaneceram saturados com o esgoto submetido ao tratamento, seguindo recomendações de Santos *et al.* (2016). A macrófita empregada é a *Typha domingensis*, a qual foi inicialmente plantada com uma razão de 4 mudas/m<sup>2</sup>.



**Figura 1.** Fluxograma do arranjo tecnológico composto por TS seguido de WCV-FS. Em destaque a foto do módulo WCV-FS.

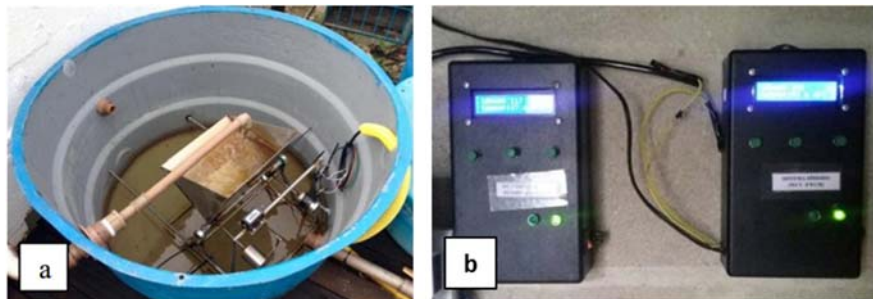
Durante o período desse estudo (junho de 2015 a dezembro de 2018), o WCV-FS operou com uma carga orgânica e hidráulica média aplicadas de 38 gDQO/m<sup>2</sup>.d e 83 mm/dia, respectivamente. A alimentação do WCV-FS foi realizada por bombeamento por meio de pulsos (3 pulsos nas segundas e quintas feiras e 4 pulsos nas terças e quartas feiras), distribuídos em uma tubulação perfurada assentada sob a área superficial do filtro. Posteriormente a percolação do efluente, o mesmo foi coletado por uma tubulação perfurada disposta no fundo do filtro. A alimentação foi realizada baseada em um regime hidráulico operado com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias na semana.

#### Monitoramento do desempenho de tratamento do WCV-FS

Para monitorar o desempenho de tratamento do WCV-FS, foi coletado amostras do afluente e efluente, bem como, em um ponto intermediário, a aproximadamente 0.20m de profundidade do maciço filtrante a partir da superfície do WCV-FS. Os parâmetros físico-químicos empregados na avaliação do desempenho de tratamento foram: potencial de oxi-redução (ORP), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e fósforo ortofosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). As

análises foram conduzidas seguindo recomendações de APHA, (2005), com exceção para  $N-NH_4^+$  que seguiu recomendações de Vogel (1981). Todos os parâmetros foram analisados duas vezes por mês, sempre no segundo dia de operação, exceto o ORP, o qual foi analisado uma vez por mês ao longo de uma semana inteira, no primeiro e no último pulso de cada dia, durante 20 minutos.

A vazão de entrada ao módulo WCV-FS foi medida de forma direta por meio de aferição de volume pelo tempo através do sistema de bombeamento. Já a inferência da vazão de saída foi realizada por meio de um equipamento basculante (Figura 2 (a)). Este equipamento acumulava esgoto até o volume calibrado (7.61 litros úteis), sendo que ao atingir o volume calibrado, o equipamento basculava e despejava o efluente tratado no módulo wetland. Nesse momento, por meio de dois sensores acoplados ao basculante, o giro era contabilizado em um *datalogger* (Figura 2 (b)). Com o registro dos giros no *datalogger* e o volume calibrado do equipamento, foi possível inferir a vazão de saída nos intervalos dos giros. Tal metodologia foi empregada tanto para o cálculo da carga de saída do WCV-FS, quanto para cálculo de saída da massa de traçador para a análise hidrodinâmica.



**Figura 2.** Instrumentos utilizados para medição de vazão da unidade de tratamento. Foto do equipamento basculante (a) e do *datalogger* (b).

### Análise hidrodinâmica

Para a análise hidrodinâmica foi utilizado o traçador salino cloreto de sódio (NaCl) pela sua fácil aquisição, custo, facilidade e possibilidade de leitura. A sua utilização já teve comprovação no uso para estudo de WC em trabalhos anteriores, como de Cota *et al.* (2011), Matos *et al.* (2015) e de Freitas (2017). Foram realizados no total dois testes com traçador, um em agosto de 2018 (após 38 meses de operação), e outro em dezembro de 2018 (após 42 meses de operação da unidade de tratamento).

O traçador foi misturado ao afluente em um tanque equalizador na proporção relativa ao volume de um pulso aplicado no WCV-FS (200 L somados ao volume morto do tanque e equalização de 110 L e mais 20 L de segurança, totalizando 310 L). Neste tanque foi misturada uma quantidade

de sal que gerou uma concentração de 10 g/L no afluente, inferior a solubilidade do sal em água (365 g/L), tal como realizada por Freitas (2017). A leitura da concentração de traçador foi de forma indireta, sendo medida por meio da condutividade do efluente do WCV-FS. Para isso, o equipamento utilizado foi um condutímetro portátil da marca Akso® modelo AK50.

Previamente a cada teste foi traçada a variação da condutividade elétrica em relação ao aumento da concentração de NaCl, tanto para o afluente quanto para o efluente do WCV-FS. Com isso foi possível inferir a concentração de traçador na saída com o efluente do WCV-FS e confirmar a concentração de entrada com o afluente do WCV-FS. Assim, foi possível traçar a curva de distribuição de tempo de retenção, para se obter o índice de tempo médio de detenção, que é a razão entre o tempo de detenção (TDH) real e teórico, e a massa recuperada de traçador.

#### Análise do perfil de tratamento ao longo do período de drenagem do efluente do WCV-FS

Além da análise quinzenal realizada no módulo, foram conduzidos 3 testes com coletas e análises de amostras ao longo do período de drenagem do efluente do WCV-FS, de forma a avaliar a variação da concentração e carga de saída. Para isso, foram analisados os mesmos parâmetros da série histórica, cujo número de amostragens encontra-se descrito na Tabela 1. A variação do número de amostragens entre o teste 1 e os testes 2 e 3, deu-se em virtude da verificação do comportamento observado no teste 1 e a economia de recursos financeiros.

**Tabela 1.** Frequência amostral das coletas de amostras durante o período de drenagem do efluente tratado no WCV-FS.

Teste	Horário da coleta	Intervalo de coleta	Quantidade de amostras
1	08:12 - 08:18	1 em 1 min	7
	08:20 - 08:24	2 em 2 min	3
	08:25 - 08:35	5 em 5 min	3
	08:45 - 08:55	10 em 10 min	2
	09:30	Pontual	1
2 e 3	08:12	Pontual	1
	08:15 - 08:35	5 em 5 min	5
	08:45 - 08:55	10 em 10 min	2
	09:10 e 09:30	Pontual	2

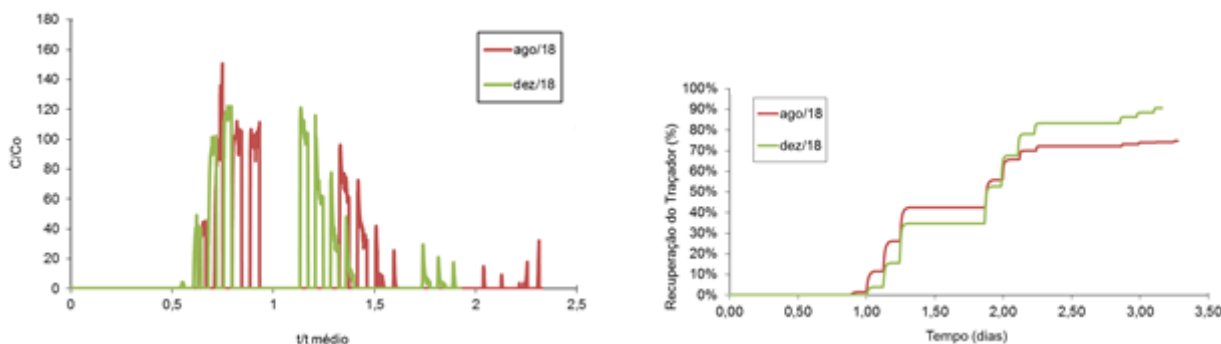
## Resultados

### Análise hidrodinâmica

De modo geral houve uma recuperação de traçador próxima aos 80% (Figura 3), conforme recomendada pela literatura (Headley & Kadlec, 2007). Infere-se que a diferença entre um teste e outro está relacionada com a maior temperatura ambiente durante 2º teste. Isso pode ter afetado a evapotranspiração do volume que permanece no WCV-FS, consequentemente concentrando mais o sal no volume remanescente, dessa forma maior quantidade de sal estava



presente no efluente do WCV-FS após cada pulso de alimentação ser dado, como pode ser observado na Figura 2. Tal hipótese é sustentada ainda no fato do volume de saída médio ser em torno de 10 litros menor por pulso no teste 2; e com o fato do índice de tempo médio de detenção (ITMD), (Tabela 2) ter dado um valor superior a 1, havendo momentos em que o volume retido dentro do WCV-FS era menor, e consequentemente o  $TDH_{teórico}$  dentro dele também era menor.



**Figura 3.** Curva normalizada (Cxt) dos testes com traçador realizados (gráfico a esquerda) e curva de recuperação do traçador (gráfico a direita).

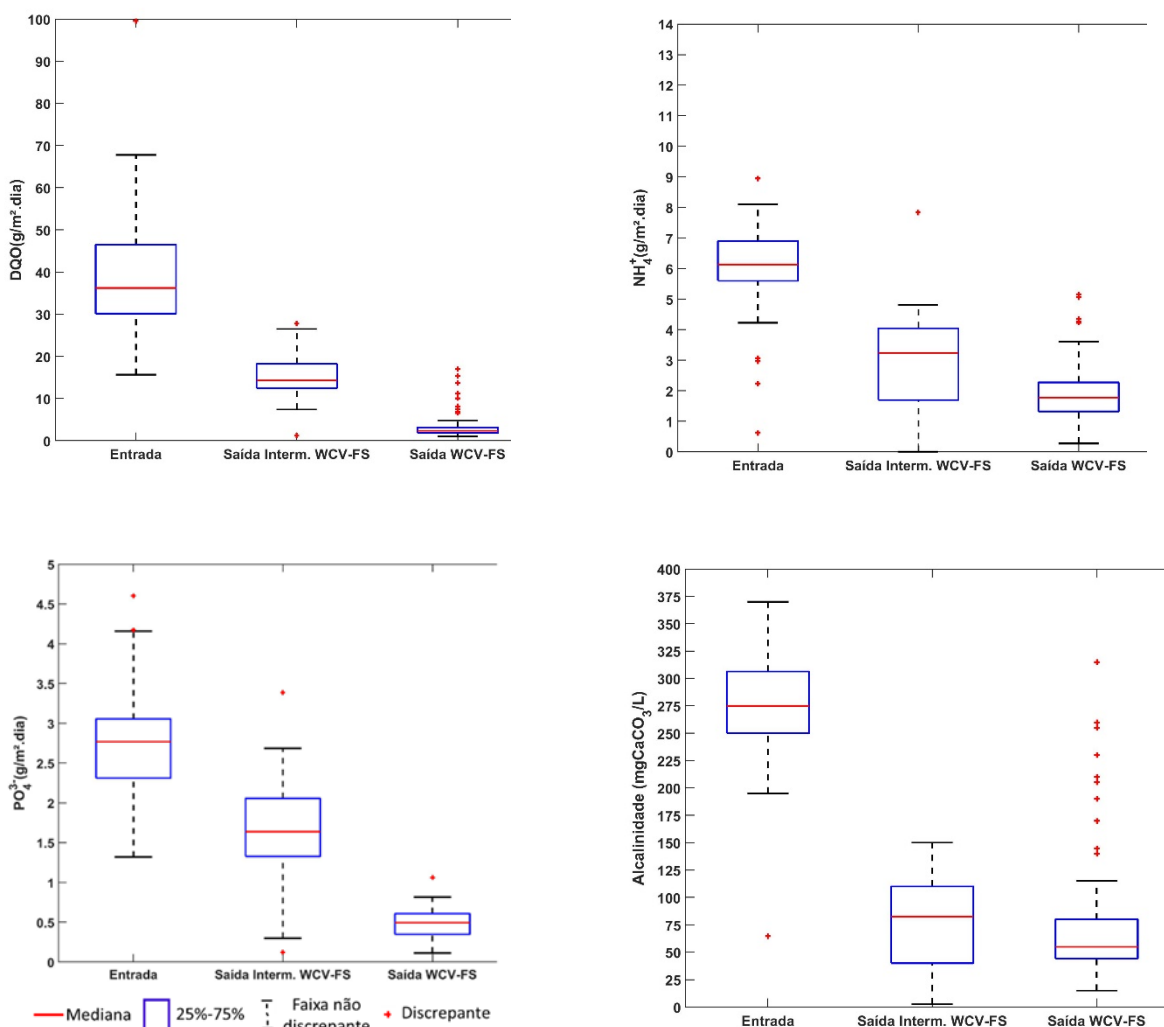
Apesar de que no segundo teste o ITMD foi superior a um, o primeiro teste indica uma satisfatória eficiência volumétrica do WCV-FS, podendo indicar que o sistema ainda não está sendo afetado pela colmatção mesmo após três anos e dois meses em operação, trabalhando sob as mesmas condições operacionais (38 gDQO/m<sup>2</sup>.d e 83 mm/dia).

**Tabela 2.** Resumo com resultados obtidos com os testes com traçador.

Definição	Teste 1	Teste 2
Temp Med (°C)	22	25
Temp Máx (°C)	19	30
Temp Mín (°C)	16	20
Concentração de sal na entrada (g/L)	9.8	9.95
Volume de entrada (L)	185.81	178.95
Massa de sal adicionada (g)	1821	1780
TDH teórico (dia)	1.59	1.64
TDH real (dia)	1.45	1.65
Entrada de SST (g/m <sup>2</sup> .dia)	5.22	6.36
% de traçador recuperado em relação ao de entrada	74	86
Índice de tempo médio de detenção (ITMD) (TDHreal / TDHteórico)	0.88	1.01

Desempenho de remoção de compostos carbonáceos, nitrogenados e fosforados

Por se tratar de esgoto proveniente da rede pública, houve variação na concentração do afluente ao WCV-FS, como pode ser evidenciado na Figura 4.



**Figura 4.** Boxplot com os valores das cargas em g/m<sup>2</sup>.dia de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> nos pontos analisados. Entrada – relativo ao afluente ao módulo WCV-FS; Saída Intermediária – relativo a amostragem em 0.20 m de profundidade no módulo WCV-FS; Saída – referente ao efluente tratado no módulo WCV-FS.

O desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea expressa pela DQO, foi de 95% considerando as medianas dos valores afluente e efluente. Comparando o desempenho do módulo estudado com unidades wetlands verticais modificados com indução de aeração, estudados por Nivala *et al.* (2018), os quais obtiveram uma eficiência de remoção de 98% de

matéria orgânica carbonácea expressa pela DBO, pode-se inferir a efetividade da saturação de parte do maciço filtrante com o próprio esgoto como estratégia para aumento de eficiência e redução de gastos energéticos com aeradores associados. Dentre as razões para que haja esta eficiência no WCV-FS, destacam-se as condições propícias para que a desnitrificação ocorra na camada saturada, ajudando também no consumo de DQO (Morvannou *et al.*, 2017).

Em relação às transformações da fração nitrogenada no WCV-FS, destaca-se que a maior parcela de remoção de  $N-NH_4^+$  deu-se devido ao processo de nitrificação, evidenciado pelo acentuado consumo de alcalinidade, ocorrido entre a entrada do afluente e o ponto intermediário, localizado a 0.20 m de profundidade dentro do módulo, indicando a efetividade da zona aeróbia dentro do maciço filtrante.

Já a camada saturada do material filtrante apresentou condições mais favoráveis à retenção de  $P-PO_4^{3-}$  comparativamente à zona aeróbia, devido principalmente ao maior tempo de contato do efluente com o biofilme formado no maciço filtrante do WCV-FS, e provavelmente aos processos de adsorção e precipitação químicas junto ao material filtrante, conforme preconizado por Saeed e Sun (2017).

#### Perfil de saída do efluente tratado no WCV-FS

As Figuras 5, 6 e 7 apresentam o comportamento relativo a variação de qualidade do efluente tratado no WCV-FS, considerando a carga aplicada, carga removida, concentração de saída e eficiência de remoção, para compostos carbonáceos, nitrogenados e fosforados. Apesar da carga hidráulica aplicada no WCV-FS ter se mantido constante durante os três testes que avaliaram o comportamento de qualidade do efluente tratado ao longo do período de drenagem, a pequena variação de vazão efluente na saída observada entre eles deve, deve-se principalmente devido a variação do volume retido dentro do WCV-FS, ocasionado pela maior ou menor evapotranspiração durante o período de descanso do sistema.

Apesar da presença dos picos de carga efluentes, e em decorrência disso uma diminuição na eficiência de remoção, o efluente tratado no WCV-FS atendeu para os parâmetros DQO e  $N-NH_4^+$  aos padrões de lançamento preconizados em âmbito nacional e regional (Brasil, 2011; Santa Catarina, 2009), tanto em termos de concentração quanto de remoção carga. Contudo, em relação ao parâmetro  $P-PO_4^{3-}$ , o atendimento às legislações citadas anteriormente deu-se somente em remoção de carga.

Ao observar o comportamento do parâmetro ORP é possível a identificação de reações que podem estar ocorrendo no meio. Nas medições feitas ao longo de 30 minutos referente ao primeiro pulso do 3º dia de operação semanal (Figura ), percebe-se que houve uma variação de 100 mV para 30 mV nos primeiros 14 minutos observados, e nos 6 minutos seguintes os valores se estabilizaram.

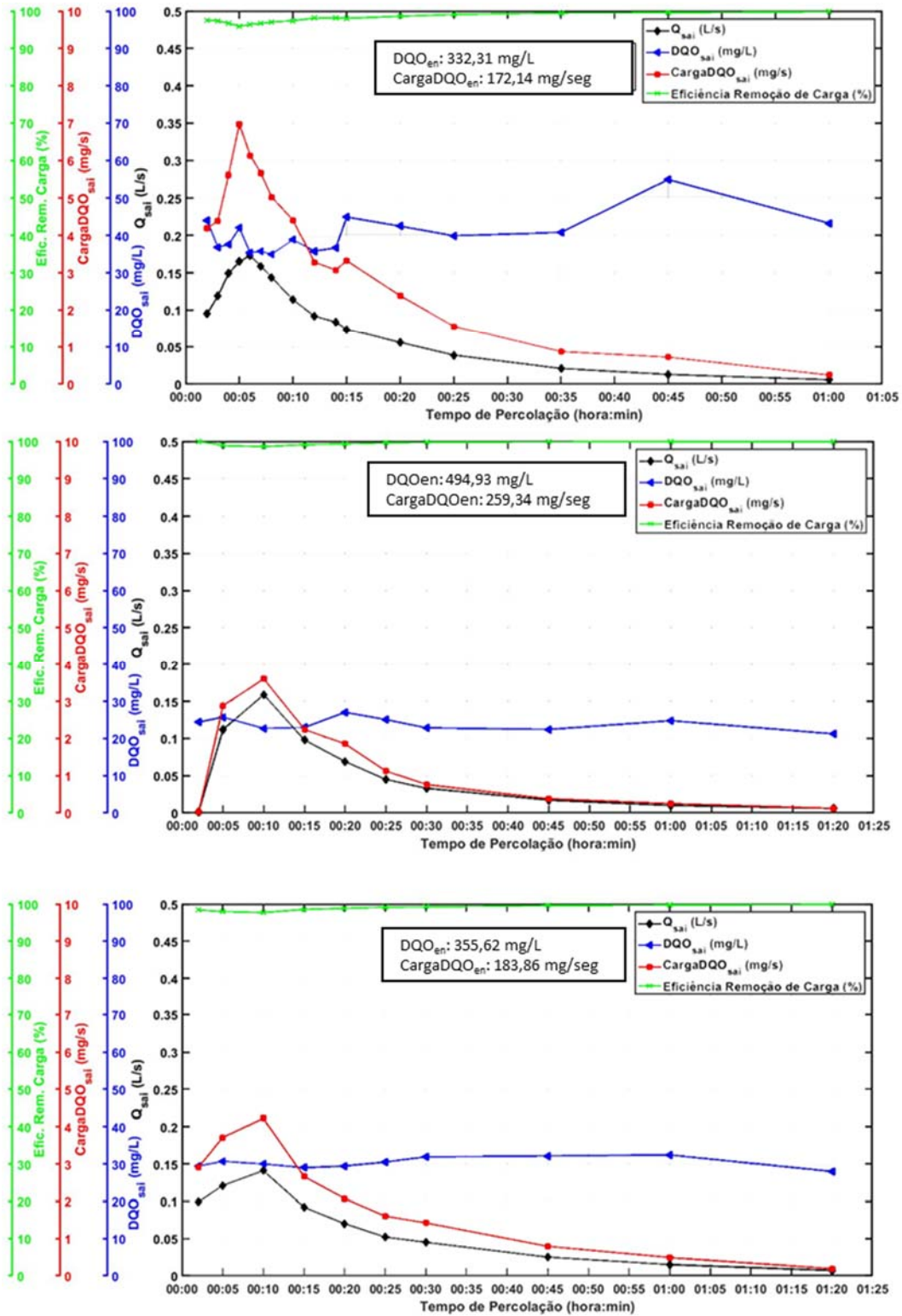


Figura 5. Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso no 1º teste (A), 2º teste (B), 3º teste (C).

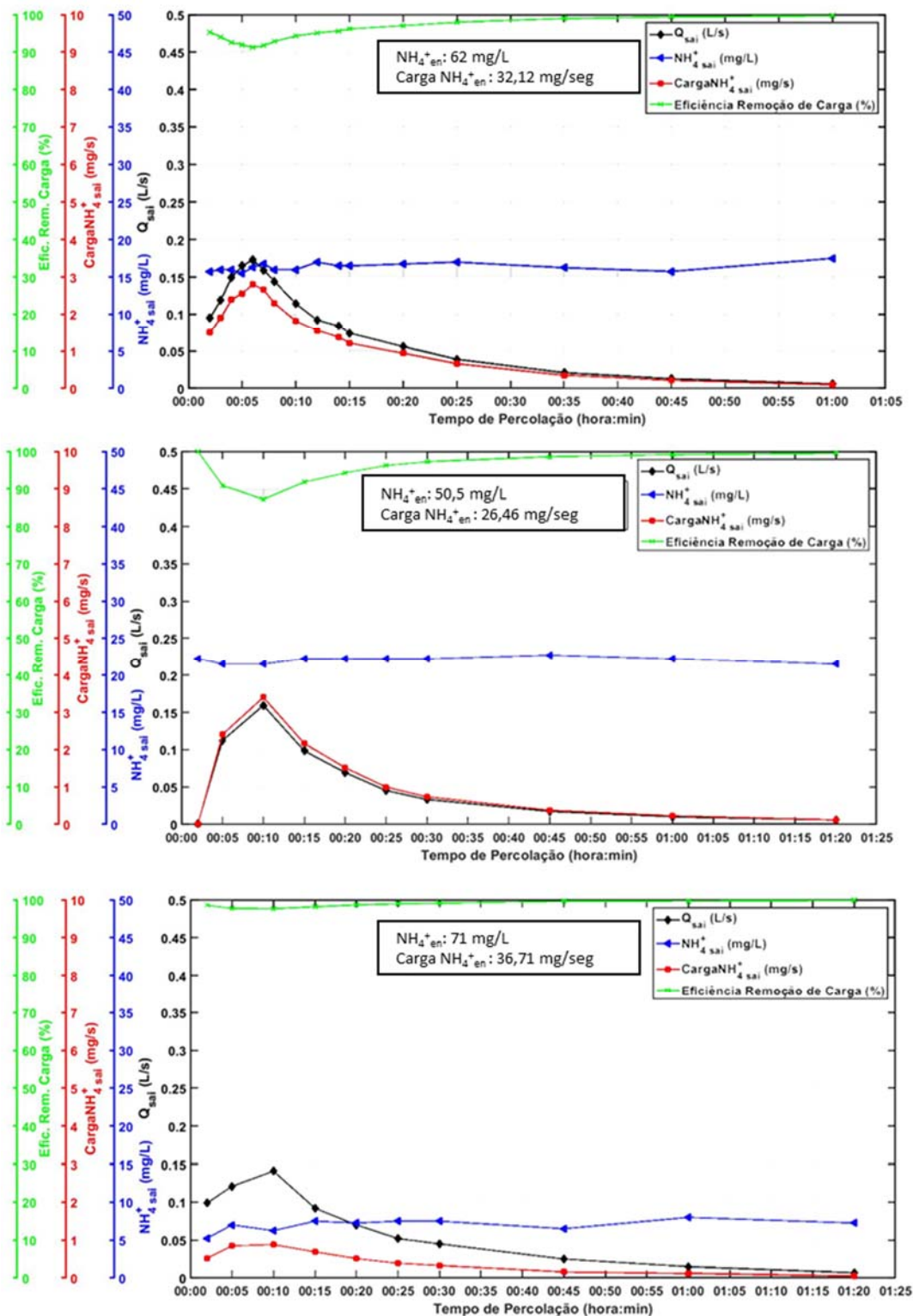


Figura 6. Comportamento da  $NH_4^+$  de saída ao longo do pulso no 1º teste (A), 2º teste (B), 3º teste (C).

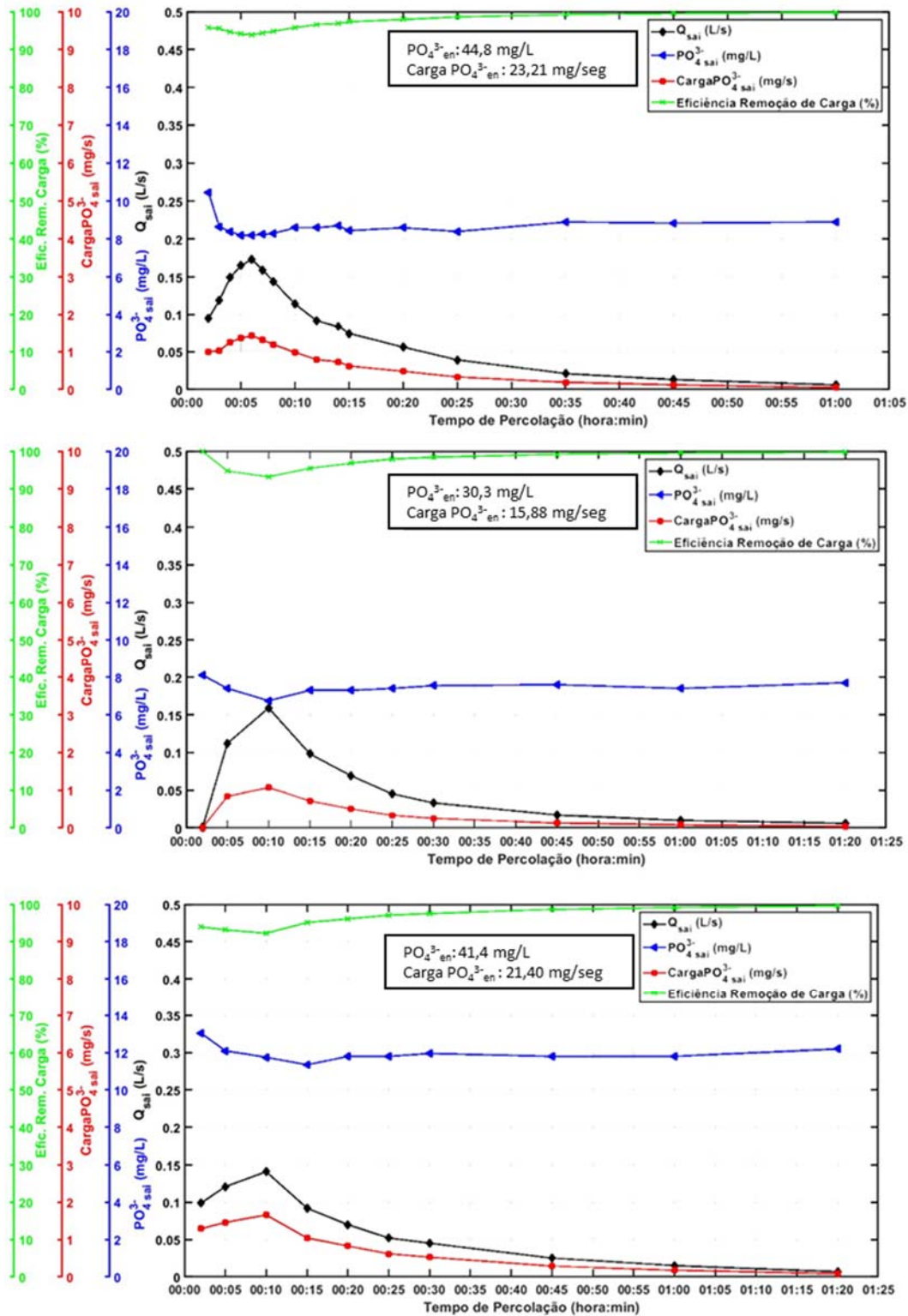
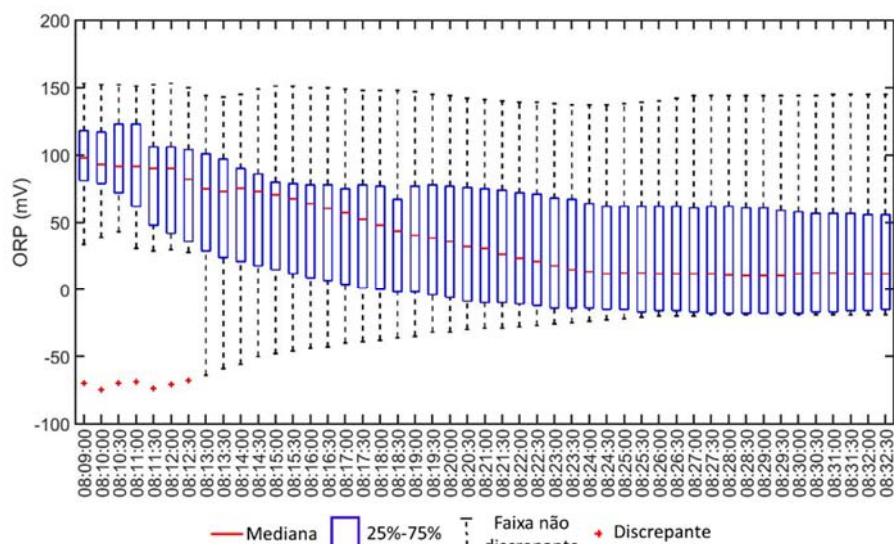


Figura 7. Comportamento da  $PO_4^{3-}$  de saída ao longo do pulso no 1º teste (A), 2º teste (B), 3º teste (C).



**Figura 8.** Boxplot com valores de ORP medidos no efluente do WCV-FS ao longo de 30 minutos referente ao primeiro pulso do 3º dia de operação semanal, referente a 12 campanhas amostrais, entre dezembro de 2017 e dezembro de 2018.

As variações dos valores medianos de ORP até o 14º minuto de monitoramento no efluente drenado referem-se a imprecisões no ponto amostral e na instabilidade do sensor, assumindo-se, portanto, como valor mediano de referência no efluente do WCV-FS um valor de 20 mV. Este valor encontra-se, segundo von Sperling (1995), dentro da faixa de desnitrificação, reforçando a vantagem da saturação de fundo na remoção de nitrogênio.

### Conclusões

A partir do monitoramento ao longo de um período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018 de um WCV-FS com 7,5 m<sup>2</sup> de área superficial, composto por brita e areia grossa como material filtrante, com 75 cm de profundidade sendo os últimos 40 cm saturados com o próprio efluente submetido ao tratamento, plantado com *Typha domingensis*, o qual operou com uma carga orgânica aplicada de 38 gDQO/m<sup>2</sup>.dia e carga hidráulica aplicada de 83 mm/dia, com 3.5 dias de operação e 3.5 dias repouso, conclui-se que:

A estabilidade dos valores observados para o efluente tratado durante o tempo de drenagem mesmo com a variação dos valores de carga de entrada, demonstram que a saturação de fundo do WCV-FS contribuiu para estabilização das cargas de entrada em termos de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

A saturação de fundo também proporcionou um  $TDH_{real}$  superior ao encontrado nos clássicos WCV com drenagem livre, favorecendo a maior remoção dos poluentes avaliados.

Os valores de ORP medidos no efluente do WCV-FS encontram-se em uma faixa favorável para que o processo de desnitrificação possa ocorrer na porção saturada do módulo de tratamento.

Tendo em vista os resultados obtidos, o WCV-FS apresentou ser uma tecnologia viável para ser empregada como unidade descentralizada de tratamento de esgoto sanitário, pois apresentou valores de remoção de carga dentro da legislação nacional e regional, exceto para  $P-PO_4^{3-}$ , e valores de ITMD que indicam que o WCV-FS ainda não foi afetado pelo fenômeno de colmatação.

### Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) pelo financiamento do projeto, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão das bolsas de pesquisa.

### Referências bibliográficas

- APHA, AWWA, WEF (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. APHA, Washington.
- Brasil. (2011) *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, Resolução CONAMA N° 430*. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília.
- Cota, R. S., Von Sperling, M., Penido, R. C. S. (2011) Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **64**(5), 1056–1063. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.544>
- 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**(2), 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04.009>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M. (2017) *Treatment Wetlands*. (Nova Techset, Ed.) (1st ed., Vol. 7). Londres: IWA Publishing. doi: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>
- Freitas, M. N. de. (2017) *Avaliação da hidrodinâmica e desempenho de um wetland construído horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.
- Headley, T. R., Kadlec, R. H. (2007) Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. *Ecology and Hydrobiology*, **7**(3–4), 269–282. doi: [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(07\)70110-6](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(07)70110-6)
- Ilyas, H., Masih, I. (2017) Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(13), 12081–12091. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8740-z>
- Matos, M. P., Sperling, M. V., Matos, A. T., Passos, R. G. (2015) Uso De Traçador Salino Para Avaliação Da Colmatação E Das Condições Hidrodinâmicas Em Sistemas Alagados Construídos De Escoamento Horizontal Subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, **35**(6), 1137–1148. doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p1137-1148/2015>



- Morvannou, A., Troesch, S., Esser, D., Forquet, N., Petitjean, A., Molle, P. (2017) Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **76**(1), 124–133. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.115>
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Müller, R. A. (2018) Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 1500–1513. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165>
- 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. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.002>
- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C.M., García, J., de Armas, R.D., Sezerino, P.H., (2017) 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. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>
- Santa Catarina. (2009) *Lei 14.675, Código Estadual do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina*. Retrieved from: [http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20\\_12\\_2013\\_14.30.40.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf](http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20_12_2013_14.30.40.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf)
- Santos, M. O. dos, Pelissari, C., Rousso, B. Z., & Sezerino, P. H. (2016) Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS*, **9**(3), 303–316. Disponível em: <http://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/51487>
- Sezerino, P.H., Rousso, Z.B., Pelissari, C., Santos, M.O dos, Freitas, M.N., Fachine, V.Y., Lopes, A.M.B. (2018) *Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário. Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção*. Fundação Nacional da Saúde. Tubarão: Copiart. 56 pp.
- Silveira, D. D., Belli Filho, P., Philippi, L. S., Kim, B., & Molle, P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, **77**, 257–264. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>
- Vogel, A. I. (1981) *Química Analítica Qualitativa. Endeavour* (5th ed.). São Paulo: Mestre Jou. doi: [https://doi.org/10.1016/0160-9327\(90\)90087-8](https://doi.org/10.1016/0160-9327(90)90087-8)
- von Sperling, M. (1995) *Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. v. 1, 240 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DOS DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRAFICA NA PROPOSTA DE UM ÍNDICE QUALIDADE DE ÁGUA URBANO (IQA<sub>U</sub>)

Gabriel Coimbra Rabelo <sup>1</sup>  
José Biscaíno Neto <sup>1</sup>  
\* Rosane Freire <sup>1</sup>

## ANALYSIS OF WATER QUALITY MONITORING DATA FROM AN HIDROGRAFIC BASIN IN THE PROPOSAL OF AN URBAN WATER QUALITY INDEX (IQA<sub>U</sub>)

Recibido el 2 de febrero de 2019; Aceptado el 6 de diciembre de 2019

### Abstract

*The monitoring of water quality parameters from a hydrografic basin (BH) consumes time and financial resources. In addition, it generates a voluminous and often difficult to interpret database. In order to make water quality monitoring more advantageous and less costly for a specific purpose, this study grouped the information obtained in the monitoring of the waters of streams, located in a BH with 93.7km<sup>2</sup>, urban influence (in 36.3% area), regarding of the physical-chemical and biological characteristics, using, for this, the Principal Component Analysis (PCA). Surface water samples were collected during January 2015 to May 2016 at five sample points. The qualitative parameters analyzed were those that compose the Water Quality Index - CETESB (IQA). The PCA allowed the selection of three PCs explaining 69.17% of the total variance. The final analysis allowed a reduction in 45% of the parameters measured in urban waters: Thermotolerant Coliforms; Biochemical oxygen demand; Turbidity; pH; and, Dissolved Oxygen. Thus, the water quality of the studied basin can be inferred and measured, with similarity in determining the quality categories in 71% of the cases when compared to the IQA, being possible to form a new index: Urban Water Quality Index (uWQI).*

**Keywords:** multivariate statistics, water quality, water quality indicators.

<sup>1</sup> Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Brasil.

\* *Autor Correspondente:* Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Depto. de Química e Bioquímica, Rua Roberto Simonsen, 305 – Centro Universitário, Presidente Prudente- SP, CEP 19060-900, Brasil.  
Email: [rosane.freire@unesp.br](mailto:rosane.freire@unesp.br)

## Resumo

O monitoramento dos parâmetros de qualidade de água de uma bacia hidrográfica (BH) consome tempo e recursos financeiros de forma significativa. Além disso, gera um banco de dados volumoso e, muitas vezes, de difícil interpretação. Para tornar o monitoramento de qualidade de água mais vantajoso e menos custoso para determinada finalidade, este estudo agrupou as informações obtidas no monitoramento das águas de córregos localizados em uma BH (93.7km<sup>2</sup>) com influência urbana (36.3% em área) quanto à similaridade das características físico-químicas e biológicas, utilizando, para isso, a Análise de Componentes Principais (ACP). Coletaram-se amostras de águas superficiais durante janeiro/2015 a maio/2016, em cinco pontos de monitoramento. Os parâmetros qualitativos analisados foram aqueles que compõe o Índice de Qualidade de Água – CETESB (IQA). A ACP possibilitou a seleção de três CPs indicadoras de qualidade de água, explicando 69,17% da variância total. A análise final possibilitou uma redução dos parâmetros a serem medidos nas águas urbanas em 45%, passando de nove para cinco: Coliformes Termotolerantes; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Turbidez; pH; e, Oxigênio Dissolvido. Assim, a qualidade da água da bacia estudada pode ser inferida e mensurada, com semelhança na determinação das categorias de qualidade em 71% dos casos quando comparado ao IQA, sendo possível formar um novo índice: o Índice de Qualidade de Água Urbano (IQAu).

**Palavras chave:** estatística multivariada, indicadores de qualidade da água, qualidade de água.

## Introdução

A abordagem sobre a disponibilidade em termos qualitativos e quantitativos da água é o terceiro dos seis temas que estruturam a oitava fase do Programa Hidrológico Internacional da UNESCO (UNESCO-IHP-VIII, 2014–2021), que se concentra na “Segurança da Água: Respostas aos Desafios Locais, Regionais e Globais”. Além da UNESCO, as Nações Unidas estabeleceram a gestão sustentável da água e saneamento para todos até 2030 como uma meta (ODS 6) para o desenvolvimento sustentável. Nesse sentido, o monitoramento das variáveis de qualidade de água nas bacias hidrográficas de pequeno e médio porte torna-se um instrumento de grande importância.

No entanto, o monitoramento dos aspectos de qualidade dos corpos d’água por longos períodos e em vários pontos amostrais gera um banco de dados extenso e complexo. Essa complexidade dificulta a análise, a interpretação dos dados e a extração de informações úteis para a gestão adequada da água, causando, segundo Trindade *et al.* (2017), a subutilização das informações. Além disso, o monitoramento consome recursos financeiros de forma considerável, seja para a coleta de amostras, seja para a execução das análises laboratoriais. Em termos de soluções práticas para essa problemática, o índice de qualidade de água (IQA) é mundialmente difundido para a síntese de dados, funcionalizando tempo e despesas.

O IQA é utilizado para integrar, interpretar e comunicar as informações obtidas no monitoramento aos grupos interessados (Andrietti *et al.*, 2016) de forma fácil e até mesmo intuitiva (por meio de categorias). O IQA – CETESB, rotineiramente empregado no Brasil, trata-se de uma seleção de nove parâmetros de qualidade de água, no qual é atribuído um peso relativo

de acordo com o estado ou condição de cada parâmetro, que se combinam em um produtório resultando em um valor numérico sobre o estado de qualidade da água, passível de ser categorizado como “ótimo”, “bom”, “regular”, “ruim” e “péssimo”.

A ampliação do uso do IQA, de forma global ou por meio da avaliação dos parâmetros individuais, e a interpretação do seu resultado como uma ferramenta de monitoramento sobre o estado qualidade de água ao longo do tempo também gera um banco de dados que, se bem trabalhado, pode ser direcionado para finalidades específicas, por exemplo: análise da influência sazonalidade (Souza *et al.*, 2015); delineamento de pontos amostrais (Andrietti *et al.*, 2016); abastecimento público (CETESB, 2017; Mukate *et al.*, 2019); agropecuária (Toledo e Nicoella, 2002); irrigação (Muniz, 2014), entre outros, podendo ter o número de parâmetros ampliado ou reduzido, originando, assim, outros índices qualitativos customizados (Tripathi e Singal, 2019).

Nesse aspecto, os métodos estatísticos multivariados podem auxiliar nos processos de decisão quanto aos fatores de logística (diminuindo pontos monitorados ou os parâmetros analisados, por exemplo), redução de perdas de informações úteis e relevantes, análise custo-benefício entre outros aspectos (Araujo *et al.*, 2014). Entre os métodos estatísticos, a Análise de Componentes Principais (ACP) é aplicada com sucesso às matrizes de dados de monitoramento de qualidade da água em todo o mundo: Brasil (Araujo *et al.*, 2014), Costa do Marfim (Parinet *et al.*, 2004), Estados Unidos (Ouyang, 2005), Índia (Sahoo *et al.*, 2015; Tripathi e Singal, 2019), China (Zhao *et al.*, 2012), Malásia (Azhar *et al.*, 2015), Finlândia (Juntunen *et al.*, 2013) e Arábia Saudita (Hussain *et al.*, 2008).

A ACP permite conhecer o comportamento dos dados no ambiente de estudo (Nasir e Zahran, 2016; Ferreira *et al.*, 2015) e selecionar os parâmetros mais representativos, definindo os mais sensíveis (ou determinantes) para o aspecto de qualidade de água, seja para a adoção de um programa de monitoramento, seja para avaliação das alterações ocorridas nos recursos hídricos (Toledo e Nicoella, 2002).

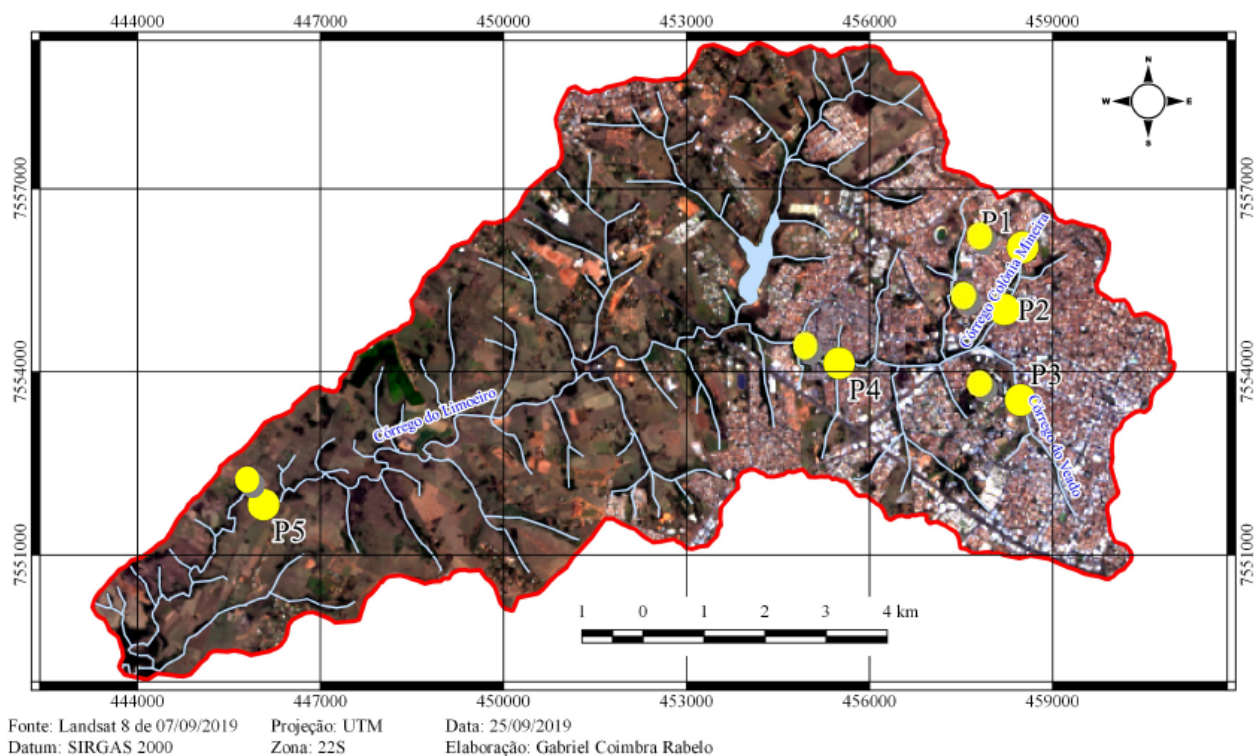
No presente estudo, a ACP foi aplicada para analisar o banco de dados de monitoramento da qualidade das águas superficiais da porção urbanizada da bacia hidrográfica do Córrego do Limoeiro (BHCL). Trata-se de uma BH com 93.7 km<sup>2</sup> de área, no qual mais de 36% é ocupada por residências, comércios e indústrias (Rabelo *et al.*, 2015). Em termos de domínio de ocupação na BH (Figura 1), observa o intenso uso urbano nas vertentes de margem esquerda. Em especial, boa parte da área residencial se aloca sobre o córrego Colônia Mineira; a área comercial e industrial sobre as margens do tributário córrego do Veado. Esse último deságua no córrego do Limoeiro cujo o uso das águas se contrapõe entre recreação de contato primário e diluição de efluentes em trechos de montante e jusante, respectivamente (São Paulo, 1977). Em termos de área, há superioridade do uso rural (sítios e chácaras) na porção de margem direita e jusante da BHCL, mas com franca e recente abertura de loteamentos e condomínios residenciais nessa direção.

Do exposto, o objetivo principal foi analisar o comportamento do estado de qualidade das águas urbanas presente em um banco de dados de uma porção da BHCL ao ponto de ser possível reduzir o número de variáveis monitoradas e propor de um novo índice de qualidade de água, aplicável em BH com padrão de ocupação semelhante, auxiliando nas atividades de gestão e tomada de decisão por prefeituras e comitês de bacia.

## Metodologia

### *Monitoramento da qualidade da água*

Foram escolhidos 4 pontos amostrais estratégicos, envolvendo, principalmente, a área urbanizada da bacia hidrográfica do córrego do Limoeiro (BHCL), conforme apresentado na Figura 1. Esses pontos foram selecionados considerando as potenciais fontes de poluição, tais como áreas residenciais (P1 e P2), comerciais (P3), industriais (P4), bem como o aspecto de acessibilidade. Foi alocado também um ponto de monitoramento a jusante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (P5), visto o potencial de contribuição de material orgânico oriundo das atividades urbanas. Essa ETE trata 470 litros de esgoto sanitário por segundo (SABESP, 2015).



**Figura 1.** BHCL: ocupação da terra e distribuição dos pontos amostrais.

As amostras de água foram coletadas no período da manhã (maio/2015, julho/2015, setembro/2015, janeiro/2016, março/2016 e maio/2016) e da tarde (janeiro/2015, março/2015 e novembro/2015). Nos pontos P2, P3 e P4 a coleta de água foi feita utilizando um balde e uma corda. Já nos pontos P1 e P5, devido facilidade de acesso, as amostras foram coletadas diretamente no canal. Em todos os casos, utilizou-se o método de amostragem simples, no leito vazante e na seção central do curso d'água.

As amostras foram armazenadas em garrafas de Politereftalato de Etileno (PET), com capacidade de 2 L, e em recipiente de vidro âmbar, de 100 mL. Todos foram previamente limpos, conforme recomendação da APHA (1998), e acondicionados em uma caixa de isopor com gelo para transporte. Os parâmetros qualitativos analisados foram: Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Nitrogênio Total (N), Fósforo Total (P), Resíduo Total (RT), Coliformes Fecais (CF), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descrição dos métodos e referências utilizadas na determinação dos parâmetros qualitativos.

Parâmetro	Método	Unidade	Marca e Modelo/ Referência
OD	Direto, Eletrométrico	mg/L	HANNA HI 9146
T	Direto, Termometria	° C	Termômetro de mercúrio
DBO <sub>5</sub>	Diluição sem semente	mg/L	APHA (1998)
N	Destilação - Titulação	mg/L	APHA (1998)
P	Digestão com persulfato de potássio	mg/L	Silva e Oliveira (2001)
RT	Gravimétrico	mg/L	APHA (1998)
CF	Plaqueamento	NMP/100mL	<i>Petriefilm EC</i> <sup>TM</sup> (3M.)
pH	Direto, Potenciométrico	-	GEHAKA PG 2000
Turbidez	Direto, Nefelométrico	NTU	TB 1000

O estado de qualidade da água foi determinado por meio do cálculo do IQA-CETESB, tendo o valor obtido categorizado em péssimo ( $IQA \leq 19$ ), ruim ( $19 < IQA \leq 36$ ), regular ( $36 < IQA \leq 51$ ), bom ( $51 < IQA \leq 79$ ) ou ótima qualidade ( $79 < IQA \leq 100$ ) (CETESB, 2017).

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Estação Meteorológica da FCT – UNESP, localizada na BHCL. Com esses dados foi possível analisar o comportamento da chuva durante o período de monitoramento, bem como analisar um banco de dados de 30 anos em relação ao volume mensal precipitado. Assim, os meses no qual houve amostragem de água foram definidos como habitual, chuvoso e seco, seguindo o que foi proposto por Braido (2010).

### Análise de Componentes Principais (ACP)

A matriz de dados foi composta inicialmente por 405 valores (9 parâmetros monitorados em 5 pontos amostrais, coletados bimestralmente de janeiro de 2015 a maio de 2016). Para o processamento de dados foi utilizado o software Statistica®, versão 13.1.

Seguindo as etapas descritas em Tripathi e Singal (2019), primeiramente, eliminou-se o efeito de escala e unidades padronizando os dados (média igual a zero e desvio-padrão igual a 1). Em seguida, foi elaborado a matriz de correlação (r) e determinados os autovetores e seus respectivos autovalores. O número de Componentes Principais (CPs) foi definido pelo critério dos autovalores, proposto por Kaiser (1960), no qual define que se deve utilizar apenas as CPs que possuem autovalores maiores que 1. Por fim, foi desenvolvida a matriz de carga das CPs, sem rotação dos eixos, conforme sugerido por Toledo e Nicoella (2002). Foi escolhido apenas os parâmetros que possuem carga maiores que 0.6, seguindo recomendação de Field (2005).

### Proposta do Índice de Qualidade de Água Urbano - IQAu

Na proposta do IQAu foram utilizadas apenas as variáveis de qualidade de água apontadas pela ACP como estatisticamente determinante. A ponderação de pesos de cada parâmetro de qualidade selecionado foi um fator decisivo: para fins práticos, teve como base os pesos ( $W_i$ ) já definidos para o IQA. Assim, os  $W_i$  do IQAu foram calculados utilizando a Equação 1, tendo a somatória dos pesos igual a 1.

$$W_i^{IQAu} = W_i^{IQA} / \sum_{i=1}^n W_i^{IQA}$$

**Equação (1)**

em que:

$W_i^{IQAu}$ : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro no IQAu, um número entre 0 e 1;

$W_i^{IQA}$ : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro no IQA, um número entre 0 e 1;

N: número de parâmetros que fazem parte IQAu.

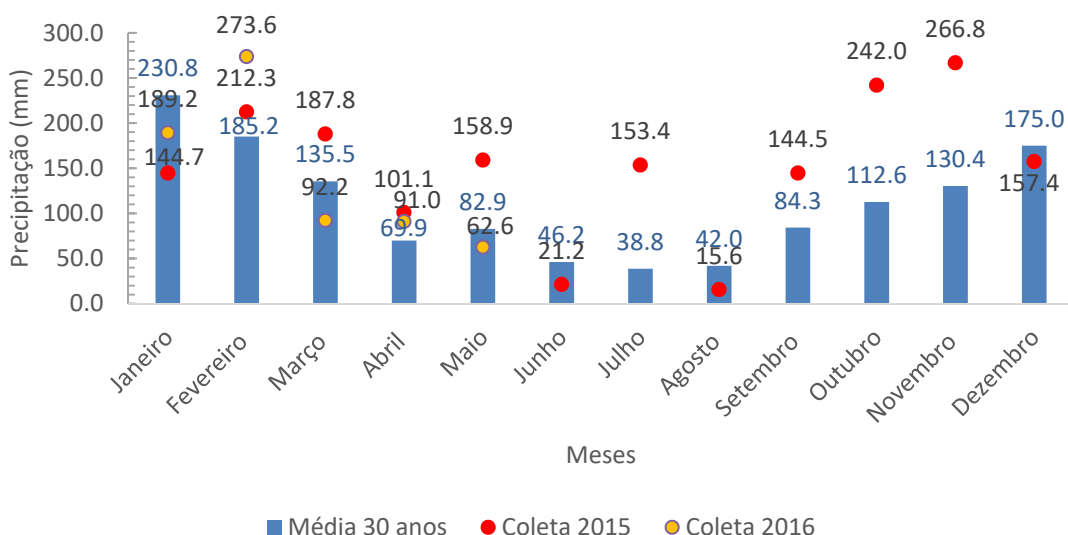
Por fim, o índice proposto foi estimado por meio de produtório dos parâmetros ponderados, sendo o valor numérico obtido categorizado de maneira semelhante ao IQA CETESB.

## **Resultados e discussão**

### Precipitação Pluviométrica

Em relação a precipitação pluviométrica, quando se compara os valores de precipitação da média histórica com os valores do período de coleta verificou-se que os meses de janeiro/2015, março/2016, abril/ 2016 e maio/2016 podem ser classificadas como valores habituais. Já o mês de junho/2015 pode ser classificado como sendo seco, enquanto que os demais podem ser classificados como sendo chuvosos. Logo, durante o período de monitoramento houve a incidência de um volume de chuva precipitada maior do que a média histórica.

A precipitação incidente de forma constante pode influenciar na interpretação dos resultados, pois deve-se considerar a contribuição do carreamento de material depositado nas superfícies pelo escoamento superficial, ou seja, para identificação de fontes difusas de poluição. Isso pode ser interessante quanto se avalia a relação entre as tipografias de ocupação urbana (residências, comércios e indústrias) e o estado de qualidade do corpo hídrico. De modo complementar, em períodos chuvosos, o leito vazante dos cursos d'água ficam mais volumosos, diluindo as contribuições de fontes contínuas (pontuais) de poluição hídrica. Efeito da sazonalidade sobre os dados de qualidade de água foi observado nos trabalhos de Andrietti *et al.*, (2016), Freire *et al.*, (2012); Bortoletto *et al.* (2015).



**Figura 2.** Volume mensal de chuva precipitado (mm) na BHCL. Fonte: FCT UNESP.

### IQA

O IQA (Tabela 2) mostrou que em janeiro/2015 a qualidade da água da BHCL estava em pior estado. Acredita-se que isso foi ocasionado por conta dos eventos de precipitação que ocorreram com maior intensidade e frequência nessa época do ano, fazendo com que o escoamento superficial urbano fosse determinante na redução da qualidade. Em contraste, as coletas de julho/2015 e setembro/2015, considerado um período seco por Mendonça (2011), apresentaram valores bem superiores de qualidade da água quando comparado aos demais meses

Em relação aos pontos amostrais, as melhores condições de qualidade de água foram obtidas para os pontos P1 e P2. Acredita-se que isso ocorreu pelo fato desses pontos estarem próximos à nascente e em área predominante residencial. Enquanto que, os piores estados de qualidade



de água foram obtidos para os pontos P3 e P4. Acredita-se que isso se deve ao lançamento de efluentes comerciais e industriais (frigoríficos e curtume), respectivamente, incrementado pelo efeito de lavagem superficial.

**Tabela 2.** Resultados IQA.

mês -- ponto	jan/15	mar/15	mai/15	jul/15	set/15	nov/15	jan/16	mar/16	mai/16
P1	59.42	64.04	63.05	54.08	62.83	58.42	57.85	48.29	45.59
P2	46.78	73.17	66.50	69.63	66.48	59.55	55.37	61.22	45.96
P3	33.68	39.81	45.78	52.55	48.39	55.03	41.22	39.04	55.52
P4	21.65	51.85	56.84	49.92	60.00	34.97	35.07	46.50	49.81
P5	30.92	53.02	62.04	60.41	67.94	34.68	50.34	34.83	38.33

Nota:  $19 < IQA \leq 36$ , ruim (vermelho);  $36 < IQA \leq 51$ , regular (amarelo);  $51 < IQA \leq 79$ , bom (verde).

Por último, tem-se que o ponto P5 foi influenciado pelos efluentes oriundos da área urbanizada da bacia e, além disso, foi verificado o efeito das atividades agropecuárias, sobretudo, no que condiz ao possível carreamento até o curso d'água de agroquímicos, tais como os à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O efeito da área de influência e do uso e ocupação da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica também foi observado por Schneider *et al.* (2011), Cornelli *et al.* (2016), Menezes *et al.* (2016), entre outros.

### Análise de Componentes Principais

A matriz de correlação ( $r$ ), utilizando os parâmetros padronizados para determinação da ACP, está apresentada na Tabela 3. A matriz de dados final foi composta por 360 valores (8 parâmetros monitorados em 5 pontos amostrais em 9 amostragens).

**Tabela 3.** Matriz de correlação dos parâmetros de qualidade de água.

Parâmetro	Coliformes	pH	DBO <sub>5</sub>	N	P	Turbidez	RT	OD
Coliformes	1.00							
pH	-0.01	1.00						
DBO <sub>5</sub>	0.65	0.13	1.00					
N	0.18	-0.13	0.15	1.00				
P	0.21	0.18	0.51	0.01	1.00			
Turbidez	-0.03	-0.09	-0.01	-0.08	0.05	1.00		
RT	-0.05	-0.16	-0.03	0.01	0.05	0.82	1.00	
OD	-0.05	0.55	0.26	-0.12	0.14	-0.05	-0.06	1.00

Destaca-se que o parâmetro temperatura não foi utilizado na ACP. A temperatura média dos cursos d'água nos pontos amostrais ao longo do período de monitoramento foi de  $25^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$ , não sendo um incremento forte suficiente para alteração do valor de qualidade, "qi". Esse comportamento, concorda com os trabalhos de Albuquerque *et al.* (2014) e Silva (2016), visto que o indicador temperatura é avaliado em termos do "afastamento da temperatura de equilíbrio". Nesse caso, considera-se que o valor de qualidade "qi" para as condições brasileiras é constante ( $q_i = 94$ ). Não incluir a variável (sem amplitude de variação em termos de "qi") na ACP não alteraria a qualidade dos resultados obtidos pela própria característica da análise (Hongyu *et al.*, 2016), confirmado em ensaio preliminar.

Os valores de correlação que chamaram mais atenção foram: Coliformes –  $\text{DBO}_5$  ( $r = 0.65$ ); e, Turbidez – RT ( $r = 0.82$ ), sendo interpretados, respectivamente, como correlação moderada e forte (Callegari-Jacques, 2003). Os demais parâmetros não obtiveram correlações significativas, isso ocorreu devido ao dinamismo do ambiente natural.

A correlação entre Coliformes e  $\text{DBO}_5$  condiz com a literatura, uma vez que, o esgoto sanitário é o maior causador de poluição orgânica e bacteriológica, sobretudo de coliformes (Archela *et al.*, 2003). A turbidez representa uma propriedade ótica que mede como a água dispersa à luz devido a presença de materiais em suspensão. Logo, a turbidez aumenta com a concentração de RT (Teixeira e Senhorelo, 2000). Essa forte correlação já foi evidenciada em diversos estudos, como apresentado por Peixoto e Galvarro (2015).

A Tabela 4 apresenta os autovalores que correspondem às variâncias das 8 CPs. Foi considerado apenas aquelas CPs que possuem autovalores maiores que 1 (destaque em negrito). Dessa forma, selecionou-se as três primeiras CPs apresentando uma variância acumulada de 69.1703%. A carga das CPs de cada variável está apresentada na Tabela 5.

**Tabela 4.** Autovalores e variâncias (em negrito destacam-se as CPs empregadas).

CP	Autovalor	% total de variância	Autovalor acumulado	% acumulada
<b>1</b>	<b>2.124060</b>	<b>26.55075</b>	<b>2.124060</b>	<b>26.5508</b>
<b>2</b>	<b>1.845471</b>	<b>23.06839</b>	<b>3.969532</b>	<b>49.6191</b>
<b>3</b>	<b>1.564091</b>	<b>19.55114</b>	<b>5.533622</b>	<b>69.1703</b>
4	0.875777	10.94721	6.409399	80.1175
5	0.729903	9.12379	7.139302	89.2413
6	0.481054	6.01317	7.620356	95.2544
7	0.212362	2.65452	7.832718	97.9090
8	0.167282	2.09103	8.000000	100.0000

**Tabela 5.** Carga das componentes principais (em negrito valores superiores a 0.6).

Parâmetro	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Coliformes	<b>0.607768</b>	0.314668	-0.473431
pH	0.486738	-0.204585	<b>0.648365</b>
DBO <sub>5</sub>	<b>0.827058</b>	0.361785	-0.186765
N	0.125667	0.110418	-0.531001
P	0.598138	0.338234	0.061380
Turbidez	-0.313138	<b>0.843918</b>	0.300585
RT	-0.343748	<b>0.851229</b>	0.237013
OD	0.493923	-0.101634	<b>0.672636</b>

A primeira CP representa 26.5% da variância explicada. Destacaram-se os parâmetros Coliformes e DBO<sub>5</sub>, sendo essa componente correspondente aos aspectos da poluição orgânica. Já a segunda CP, que representa cerca de 23.07% da variância explicada, destacam-se os parâmetros Turbidez e RT (sólidos em suspensão). Por último, na terceira CP, que representa cerca de 19.55% da variância, destacaram-se os parâmetros OD e pH. Essa componente expressa aspectos da poluição orgânica e industrial. Todos os pares de parâmetros selecionados apresentaram valor de carga maior que 0.6, confirmando o que já havia sido observado por meio da matriz de correlação (Tabela 3): esses pares são diretamente proporcionais.

A matriz de correlação (Tabela 3) mostra que Turbidez e RT possuem uma forte correlação ( $r = 0,82$ ) (Callegari-Jacques, 2003). Pautado nos trabalhos de Tomazoni *et al.* (2005), Lewer *et al.*, (2006) e Wu *et al.* (2014), considera-se válido determinar RT por meio da medição da Turbidez, por ser uma análise muito rápida de ser feita.

Com o exposto, é possível representar os aspectos de qualidade das águas urbanas da BHCL com apenas 5 variáveis de qualidade. Isso representa uma redução de aproximadamente 45% dos parâmetros a serem monitorados. No estudo de Muniz (2014), a ACP proporcionou selecionar 4 parâmetros estatisticamente determinantes no aspecto de qualidade de água, reduzindo mais de 80% os parâmetros monitorados, proporcionando maximização de tempo e recursos investidos nessa atividade.

#### Proposta do IQAu

A ponderação dos pesos ( $W_i$ ) dos parâmetros selecionados pela ACP e que compões o IQAu está apresentada na Tabela 6.

**Tabela 6.** Definição dos pesos do IQAu.

Parâmetros	Wi – IQA	Transformação matemática	Wi – IQAu
Coliformes	0.15	0.15/0.7	0.214
pH	0.12	0.12/0.7	0.171
DBO <sub>5</sub>	0.10	0.10/0.7	0.143
Turbidez*	0.16	0.16/0.7	0.229
OD	0.17	0.17/0.7	0.243
Σ	0.70	-	1.000

\*RT é reflexo da turbidez, logo foi somado ao Wi da turbidez o Wi do RT.

Os resultados do IQAu, bem como sua classificação, estão apresentados na Tabela 7. Verificou-se que ocorreu uma semelhança na determinação das categorias, pelo IQA e IQAu, em 71% dos casos, conforme apresentado na Tabela 8.

**Tabela 7.** Resultados IQAu.

Mês -- ponto	jan/15	mar/15	mai/15	jul/15	set/15	nov/15	jan/16	mar/16	mai/16
P1	52.52	58.10	56.54	51.10	59.21	51.87	51.63	44.97	47.34
P2	40.14	66.93	60.59	61.03	60.65	47.91	46.43	58.66	42.94
P3	25.50	53.75	47.03	47.71	44.07	45.40	30.60	43.98	47.09
P4	21.88	58.34	52.17	52.14	52.74	33.23	25.40	50.79	42.10
P5	36.39	59.60	61.70	70.04	59.96	38.73	51.50	44.52	24.88

\*  $19 < IQA \leq 36$ , ruim (vermelho);  $36 < IQA \leq 51$ , regular (amarelo);  $51 < IQA \leq 79$ , bom (verde).

**Tabela 8.** Correspondência IQAu com o IQA.

Mês -- ponto	jan/15	mar/15	mai/15	jul/15	set/15	nov/15	jan/16	mar/16	mai/16	corp*
P1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	100%
P2	1	1	1	1	1	0	0	1	1	78%
P3	1	0	1	0	1	0	0	1	0	44%
P4	1	1	1	0	1	1	1	1	1	89%
P5	0	1	1	1	1	0	0	0	0	44%
corp*	80%	80%	100%	60%	100%	40%	40%	80%	60%	<b>71%</b>

Nota: 1 e 0 indica, respectivamente, com e sem correspondência / \*corp = correspondência.

A Tabela 8 mostra que o ponto que se obteve maior correspondência foi o ponto P1 (residencial), seguido do ponto P4 (industrial). Acredita-se que esses pontos obtiveram essa correspondência pelo fato dos parâmetros de qualidade de água selecionados pela ACP serem aqueles que apresentavam maior variabilidade. Em contrapartida, os pontos que obtiveram menor correspondência foram os pontos P3 e P5.

No P3, área comercial, a contribuição das ligações irregulares de esgoto pode explicar o resultado encontrado, visto que os efluentes lançados por essas atividades possuem características e periodicidade variadas. Já o ponto P5 obteve pouca correspondência, provavelmente porque o índice desenvolvido é voltado para áreas urbanas, e, apesar de estar localizado a jusante de uma ETE (470 L/s), esse ponto encontra-se localizado sobre domínio rural, tendo assim fatores não urbanos que influenciaram a qualidade da água nesse ponto, tais como, o aporte de fertilizantes pelo escoamento superficial em períodos chuvosos.

Percebe-se que o valor do IQAu foi numericamente menor do IQA em 69% dos casos, ou seja, trata-se de um índice mais restritivo em termos de interpretação do estado de qualidade da água. Possivelmente, essa situação ocorreu pela exclusão de 2 parâmetros (Fósforo Total e Nitrogênio) que, de maneira geral, levavam valores de  $qi$  altos na área de estudo.

Em termos de aplicação, o IQA e o IQAu permitiram definir os pontos de amostragem, bem como os meses, que apresentaram pior e melhor qualidade de água. Quanto à categorização por ordenação da qualidade da água, os índices deixaram bem evidente a degradação da qualidade da água ao longo do trecho urbanizado, ficando os maiores valores de qualidade para dois os primeiros pontos (residencial) e os menores valores nos dois últimos pontos (comercial e industrial) que estão contidos na malha urbana.

Tripathi e Singal (2019) enfatizam a importância do desenvolvimento de índices customizados para qualquer hidrográfica usando seus dados históricos e colocando a ênfase nos parâmetros mais importantes naquela região. Neste contexto, acredita-se que o IQAu desenvolvido nesse trabalho pode ser utilizado em programas de monitoramento em bacias hidrográficas com ocupação da terra similares à desse estudo. Contudo, a redução do número de parâmetros a serem analisados deve levar em consideração tendência de concentração dos parâmetros, o próprio histórico de monitoramento daquela bacia, e principalmente, o conhecimento técnico e específico do órgão gestor, cabendo a ele as tomadas de decisão de exclusão ou não de parâmetros.

## Conclusão

O uso de técnicas estatísticas ajudou na redução da subjetividade do índice proposto e o tornou mais objetivo em sua natureza e, portanto, revelou-se uma ferramenta útil para avaliar os dados de qualidade da água da BHCL. A ACP promoveu a redução do número de parâmetros do IQA de maneira muito satisfatória. Três CPs agruparam cinco variáveis de qualidade de água, que explicaram 69.17% da variância contida nos dados primários.

O IQAu não apresentou grandes divergências quando comparado ao IQA, uma vez que, em 71% dos casos era obtida a mesma categoria de classificação de qualidade em ambos índices. Haja vista a temporalidade amostral do banco de dados monitorado, sugere-se que o IQAu seja aplicável apenas em cursos d' água de BH com padrão de ocupação semelhante.

Em sua singularidade, destaca-se, portanto, um instrumento que permite a manutenção do monitoramento de qualidade das águas urbanas, ao minorar custos na aquisição de dados e tempo de avaliação nas informações, auxiliando nas atividades de gestão e tomada de decisão por prefeituras e comitês de bacia.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio (bolsa) concedido.

## Referências bibliográficas

- Albuquerque, T. N., Oliveira, W. M. M., Castro, B. S., Albuquerque, B. F. (2014) Caracterização da qualidade da água de um trecho do Rio Salgado no Ceará através das análises de IQA e IET, *V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, Belo Horizonte, Brasil.
- Andrietti, G., Freire, R., Amaral, A. G. Almeida, F. T., Bongiovani, M. C., Schneider, R. M. (2016) Índices de qualidade de água e de estado trófico do rio Caiabi, MT, *Revista Ambiente e Água*, **11**(1), 162-175. doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1769>
- APHA, American Public Health Association. (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, D.C, 1600 pp.
- Araujo, E. N., Calazans, G. M., Nunes, J. C. S., Barbosa, T. B. C., Oliveira, S. M. A. C. (2014) Avaliação da qualidade das águas superficiais da bacia do Rio Paraopeba utilizando métodos estatísticos multivariados. *XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Natal, Brasil.
- Archela, E., Carraro, A., Fernandes, F., Barros, O. N. F., Archela, R. S. (2003) Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. *Geografia (Londrina)*, **12**(1), 517-525. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/6711>
- Azhar, S. C., Aris, A. Z., Yusoff, M. K., Ramli, M. F., Juahir, H. (2015) Classification of river water quality using multivariate analysis. *Procedia Environmental Sciences*, **30**, 79-84. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.014>

- Bortoletto, A. C., Silva, H. A., Bonifácio, C. M., Tavares, C. R. G. (2015) Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **75**(4), supl 2, 148-157. doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00313suppl>
- Braido, L. M. H. (2010) *Caracterização edafoclimática e proposta para a determinação do risco de redução da safra na região do Pontal do Paranapanema – SP*, Dissertação (Mestrado em Geografia), Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 125 pp.
- Callegari-Jacques, S. M. (2003) *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artemed. 255 pp.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2017) Águas interiores. *Apêndice D Índice de Qualidade das Águas*. 2017. Acesso em: 31 de janeiro de 2019, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>
- Conerlli, R., Schneider, V. E., Bortolin, T. A., Cemin, G., Santos, G. M. (2016) Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas de duas sub-bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul, *Scientia cum Industria*, **4**(1), 1-4. doi: <http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v4iss1p1>
- Ferreira, K. C. D., Lopes, F. B., Andrade, E. M., Meireles, A. C. M., Silva, G. S. (2015) Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. *Revista Ciência Agrônômica*, **46**(2), 277-286.
- Field, A. (2005) *Factor Analysis Using SPSS*. Acesso em 20 de novembro de 2016, disponível em: <http://www.statisticshell.com/docs/factor.pdf>
- Freire, R., Schneider, R. M., Freitas, F. H., Bonifácio, C. M., Tavares, C. R. G. (2012) Monitoring of toxic chemical in the basin of Maringá stream. *Acta Scientiarum. Technology*, **34**, 295-302. doi: <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v34i3.10302>
- Hongyu, K., Sandanielo, V. L. M., Oliveira Junior, G. J. O. (2016) Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. *E&S - Engineering and Science*, **5**, 83-90. doi: <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/viewFile/3398/2744>
- Hussain, M., Ahmed, S. M., Abderrahman, W. (2008) Cluster analysis and quality assessment of logged water at an irrigation project, eastern Saudi Arabia. *Journal of Environmental Management*, **86**, 297-307. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.007>
- Juntunen, P., Liukkonen, M., Lehtola, M., Hiltunen, Y. (2013) Cluster analysis by self-organizing maps: An application to the modelling of water quality in a treatment process. *Applied Soft Computing*, **13**, 3191-3196. doi: <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2013.01.027>
- Kaiser, H. F. (1960) The application of electronic computers to factor analysis *Educational and Psychological Measurement*, **20**, 141-151. doi: <https://doi.org/10.1177%2F001316446002000116>
- Lawler, D. M., Petts, G. E., Foster, I. D. L., Harper, S. (2006) Turbidity dynamics during storm events in an urban headwater river system: the Upper Tame, West Midlands, UK. *Science of the Total Environment*, **360**(1-3), 109-126. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.032>
- Mendonça, V. M. *Impactos pluviais na cidade de Presidente Prudente – SP*. Dissertação (Graduação em Geografia), Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 128 pp.
- Menezes, J. P., Bittencourt, R. P., Farias, M. S., Bello, I. P., Fia, R., Oliveira, L. F. C. (2016) Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21** (30), 519-534. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>
- Mukate, S., Wagh, V., Panaskar, D., Jacobs, J. A., Sawant, A. (2019) Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water. *Ecological Indicator*, **101**, 348-358. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.034>
- Muniz, D. H. F. (2014) *Proposição de um índice de qualidade de água para irrigação (IQAI) com base no monitoramento e caracterização de águas superficiais em ambientes rurais do Cerrado*, Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural), Universidade de Brasília, Brasília, 87 pp.

- Nasir, M. F. M., Samsudin, M. S., Mohamad, I., Awaluddin, M. R. A., Mansor, M. A., Juahir, H., Ramli, N. (2011) River Water Quality Modeling Using Combined Principle Component Analysis (PCA) and Multiple Linear Regressions (MLR): A Case Study at Klang River, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, **14**, 73-82.
- Ouyang, Y. (2005) Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research*, **39**, 2621-2635. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.024>
- Parinet, B., Lhote, A., Legube, B. (2004) Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. *Ecological Modelling*, **178**, 295-311.
- Peixoto, I. M. D. B., Galvarro, S. F. S. (2015) Comparação de valores de sólidos totais e turbidez a jusante a montante do córrego São Bartolomeu da cidade de Viçosa/MG. *Revista Científica Univiçosa*, **7**(1), 492-496.
- Rabelo, G. C., Freire, R. (2016) Índice de estado trófico para fósforo total das águas urbanas na porção urbana da bacia do Córrego do Limoeiro, *XXVIII Congresso de Iniciação Científica da UNESP - 1ª Fase, Presidente Prudente - SP*. São Paulo, Brasil.
- SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. (2015) *Captação do Rio do Peixe e estação do Limoeiro garantem mais saneamento à Presidente Prudente*. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/imprensa/noticias-detalle.aspx?secaold=65&id=6700#:~:text=Trata%2Dse%20da%20Capta%C3%A7%C3%A3o%20de,19%20de%20setembro%20de%201998.&text=Hoje%2C%2017%20anos%20ap%C3%B3s%20a,garantidos%20pelo%20Rio%20Santo%20Anast%C3%A1cio>
- Sahoo, M. M., Patra, K. C., Khatua, K. K. (2015) Inference of Water Quality Index using ANFIA and PCA. *Aquatic Procedia*, **4**, 1099-1106. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.139>
- São Paulo, Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo (1977) Decreto Estadual nº 10.755 - Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá providências correlatas, Publicação Diário Oficial - Executivo, p.1, 23 de novembro de 1977. Acesso em 23 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/norma/153028>
- Schneider, R. M., Freire, R., Cossich, E. S., Soares, P. F., Freitas, F. H., Tavares, C. R. G. (2011) Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da bacia hidrográfica do Rio Pirapó. *Acta Scientiarum. Technology*, **33**, 295-303. doi: <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v33i3.8385>
- Silva, J. A. (2016) *Aplicação de indicadores ambientais para o cálculo do IQA (Índice de Qualidade da Água) em zona urbana de Manaus*, Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 65p.
- Silva, S. A., Oliveira, R. (2001) Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias, DEC/CCT/UFGP, Campina Grande, 266 pp.
- Souza, A., Bertossi, A. P. A., Lastoria, G. (2015) Diagnóstico temporal e espacial de qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. *Revista Agro@mbiente On-line*, **9**(3), 227-234. Disponível em: <https://revista.ufr.br/index.php/agroambiente/article/view/2312>
- Teixeira, E. C., Senhorelo, A. P. (2000) Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada, *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, Brasil.
- Toledo, L. G., De Nicolella, G. (2002) Índice de qualidade água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, **59**(1), 181-186. doi: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>
- Tomazoni, J. C., Mantovani, L. E., Bittencourt, A. V. L., Rosa Filho, E. F. R. (2005) Utilização de medidas de turbidez na quantificação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – Sudoeste do Estado do Paraná *Boletim Paranaense de Geociências*, **57**, 49-56. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v57i0.6044>
- Tripathi, M., Singal, S. K. (2019) Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: a case study of river Ganga India. *Ecological Indicators*, **96**(part 1), 430-436. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.025>



- 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. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(1), 13-24. doi: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016131457>
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. International Initiative on Water Quality (IIWQ). Water Quality in IHP – VIII (2014 – 2021). Water Security: Responses to local, regional and global challenges. Disponível em: <https://en.unesco.org/waterquality-IIWQ/activities-projects/IHP-VIII-water-quality>
- ONU, Organização das Nações Unidas (s/f) *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: 17 objetivos para transformar nosso mundo. ODS 6 Água potável e Saneamento*. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>
- Wu, J. L., Ho, C. R., Huang, C. C., Srivastav, A. L., Tzeng, J. H., Lin, Y. T. (2014) Hyperspectral sensing for turbid water quality monitoring in freshwater rivers: empirical relationship between reflectance and turbidity and total solids. *Sensors*, **14**, 22670-22688. doi: <https://doi.org/10.3390/s141222670>
- Zhao, Y., Xia, X. H., Yang, Z. F., Wang, F. (2012) Assesment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques. *Procedia Environmental Scicences*, **13**, 1213-1226. doi: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.115>

# REVISTA AIDIS

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

## PROPOSIÇÃO DE REUSO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE UMA USINA SUCROALCOOLEIRA SITUADA NO INTERIOR DE SÃO PAULO

\* Aline Angélica Miguel<sup>1</sup>  
Cristina F. P. Rosa Paschoalato<sup>1</sup>  
Luciano Farias de Novaes<sup>1</sup>

## PROPOSITION OF REUSE OF RESIDUE WATER FROM A SUGAR-ALCOHOL PLANT SITUATED IN THE INTERIOR OF SÃO PAULO

Recibido el 19 de febrero de 2019; Aceptado el 28 de octubre de 2019

### Abstract

*The objective of this work was to evaluate the possibility of reuse of wastewater from a sugar and ethanol plant in the interior of the State of São Paulo in the various sectors within the plant. With the five-month sampling period on random days, it was possible to observe a large variability of the organic load concentration in terms of COD ranging from 2396.2 to 101292.4 kg / day. In the composite sampling, the COD / COD ratio of 75% was obtained, representing that 75% of the COD was in the dissolved form and 25% in the suspended form. The BOD of 1460 mg.L<sup>-1</sup> compared to 2.306 mg.L<sup>-1</sup> of COD filtered represented the filtered BOD / COD ratio of 63% indicating that the 63% dissolved material is biodegradable. After the studies carried out in the wastewater generated at the plant, two treatments were proposed, being a physicochemical only for uses in which the amount of organic matter does not influence and for more demanding uses a physical-chemical treatment followed by an anaerobic biological treatment UASB and following an aerobic treatment in activated sludge reactors. The proposed points for the reutilization of treated waste water were the imbibition of sugarcane in the mill, in the metal conveyor of the mill, in the soaking of the vacuum filters, in the cleaning of the evaporation boxes and other equipment in the industry.*

**Keywords:** sugar and ethanol plant, wastewater, wastewater reuse.

<sup>1</sup> Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Avenida Costábile Romano, 2201 – Ribeirânia, - Ribeirão Preto - SP, 14096-900. Brasil. Email: [alinemiguell@yahoo.com.br](mailto:alinemiguell@yahoo.com.br)

## Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar a possibilidade de reuso da água residuária de uma usina de açúcar e etanol no interior do Estado de São Paulo. Com o período de cinco meses de amostragem em dias aleatórios, foi possível observar uma grande variabilidade da concentração da carga orgânica em termos de DQO que foram de 2396.2 a 101292.4 kg/dia. Na amostragem composta foi obtido a relação DQO solúvel / DQO de 75%, representando que 75% da DQO estava sob a forma dissolvida e 25% na forma suspensa. A DBO de 1460 mg.L<sup>-1</sup> quando comparada a 2306 mg.L<sup>-1</sup> de DQO solúvel representou a relação DBO / DQO solúvel de 63% indicando que o material que está dissolvido de 63% é biodegradável. Após os estudos realizados na água residuária gerada na usina foram propostos dois tratamentos, sendo eles um físico-químico apenas para usos em que a quantidade de matéria orgânica não influencia e para usos mais exigentes foi proposto um tratamento físico-químico seguido de um tratamento biológico anaeróbico UASB e na sequência um tratamento aeróbio em reatores de lodo ativado. Os pontos propostos para a reutilização da água residuária tratada foram na embebição da cana-de-açúcar na moenda, na esteira metálica da moenda, na embebição dos filtros à vácuo, na limpeza das caixas de evaporação e demais equipamentos na indústria.

**Palavras chave:** usina de açúcar e etanol, água residuária, reuso água residuária.

## Introdução

As indústrias de açúcar e etanol tem importante papel socioeconômico no Brasil e têm como objetivo maximizar a extração do caldo contido na cana para posterior concentração de açúcares para a fabricação de açúcar e etanol. Porém subprodutos são gerados neste processo, como o bagaço da cana da pós moagem, sendo este o principal combustível para as caldeiras de geração de vapor e posterior geração de energia elétrica nos geradores, e a levedura seca que é um complemento alimentar para animais, pois possui teores significativos de proteína (Rosa e Martins, 2013).

Além dos subprodutos citados que são reutilizados na indústria, diferentemente deles há geração de água residuária que sem seu devido tratamento esta não pode ser reutilizada no processo por isso é misturada com a vinhaça e aplicada na agricultura conforme a Norma Técnica da Cetesb P.231. Assim durante o processo de fabricação de açúcar e etanol e demais subprodutos há o uso de grandes quantidades de água que são captadas dos mananciais e poços subterrâneos.

A água residuária gerada pelo setor sucroalcooleiro deve ser tratada para ser reutilizada, sendo o seu tratamento um desafio devido às características físico-químicas do efluente, que pode variar no decorrer da safra. Além disso, segundo a Resolução da Secretaria do Meio Ambiente (SMA) número 88 de 2008 do Estado de São Paulo no Brasil, estabelece o limite máximo de 1 m<sup>3</sup> de água/ t de cana moída para as novas Usinas de açúcar e etanol que forem instaladas após março de 2009 em áreas adequadas segundo o Zoneamento agroambiental (Etanol Verde, 2018) e a apresentação de um plano de redução de consumo de água, com cronograma de adequação para atingir limite máximo de 1 m<sup>3</sup>/ t de cana moída para ampliações de indústrias existentes.

Diante deste fato um tratamento para água residuária de Usinas de açúcar e etanol é um grande aliado ao atendimento da Resolução SMA 88 e também um ato de responsabilidade ambiental, pois visa mitigar ações que reduzem drasticamente o consumo de água no processo de produção, visto que se há o reuso de água, há redução significativa na captação. Desta forma, o presente trabalho visa avaliar além da diluição da vinhaça, a possibilidade de reuso da água residuária em outras atividades consumidoras de água, de uma usina de açúcar e etanol situada no interior do Estado de São Paulo, contribuindo desta forma para minimizar os impactos ao meio ambiente e redução de custos com a captação de água utilizada no processo industrial.

## Material e métodos

### Caracterização da água residuária gerada

A coleta da água residuária foi realizada na usina de açúcar e etanol localizada no interior do Estado de São Paulo, onde foram coletadas cinco amostras por dia nos seguintes horários: 08:00, 10:00, 12:00, 14:00 e 16:00h. Os dias da coleta foram escolhidos aleatoriamente e o ponto de amostragem foi o local onde todas as águas dos diferentes setores da usina são unidas por uma tubulação na qual está instalado um medidor de vazão do tipo eletromagnético, o qual foi utilizado nas medidas da vazão. Após a coleta as amostras foram encaminhadas para o laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP.

No momento de cada coleta foi registrado o valor da vazão, o horário e o data da coleta. Após a coleta as amostras foram encaminhadas para o laboratório da Usina e em seguida guardada em geladeira até o dia em que foram levadas para o laboratório de Recursos Hídricos. A quantificação foi feita utilizando-se a carga de DQO em função da vazão em cada horário como é mostrado na Equação 1.

$$C_i = DQO_i * Q_i$$

**Equação (1)**

$C_i$  = carga em DQO em cada horário em kg/dia

$Q_i$  = Vazão em cada horário em m<sup>3</sup>/h

$DQO_i$  = Demanda química de oxigênio inicial

Após obtenção das cargas em cada horário nos dias amostrados foi calculada a média ponderada e os desvios padrões de todos os dias em todos os horários. A partir destas cargas médias definidas em cada horário foi realizada a quantificação do volume a ser amostrado em cada horário a partir da Equação 2.

$$V_i = \frac{c_i}{\sum c_i} * V$$

**Equação (2)**

Onde:

V = volume total de amostra em mL

$V_i$  = volume a ser coletado em cada horário mL

Em seguida foi realizada a coleta de amostra de água residuária composta dos diferentes usos para a realização das análises físico-químicas de temperatura, pH, série de sólidos, nitrogênio, fósforo, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT) e amônia. As análises foram realizadas no laboratório de Recursos Hídricos de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWW, WEF, 2005).

#### Proposição de uma tecnologia para tratamento de água residuária

Na fase de pré-seleção técnica foram analisadas as alternativas de tratamento para a água residuária que atendessem os parâmetros requeridos pela resolução CONAMA 430 (2011), o Decreto 8468 (1976) e também a qualidade mínima exigida para se reutilizar a água residuária nos processos dentro da usina em estudo. A escolha da melhor tecnologia levou em conta o possível local de aplicação do reuso sendo avaliados todos os parâmetros e características de cada tratamento e a opção mais econômica, levando em conta uma menor área e que atenda a eficiência exigida pela legislação pertinente.

O tempo utilizado na mistura rápida nos ensaios foram de 60s com rotação de mistura rápida de 160 rpm e a etapa de coagulação foi no tempo de 15 minutos com rotação de 40 rpm e 5 minutos para sedimentação. Logo após foram feitas as medidas de pH e turbidez.

#### Proposição de pontos de reuso dentro da indústria

A proposição de pontos de reuso dentro da usina em estudo foi realizada após um diagnóstico dos principais pontos de uso de água. A verificação foi feita durante visitas prévias à usina, onde todos os pontos de uso de água no processo de fabricação de açúcar e etanol foram levantados e a qualidade mínima da água exigida para cada reuso foi verificada.

#### Estimativa de custos

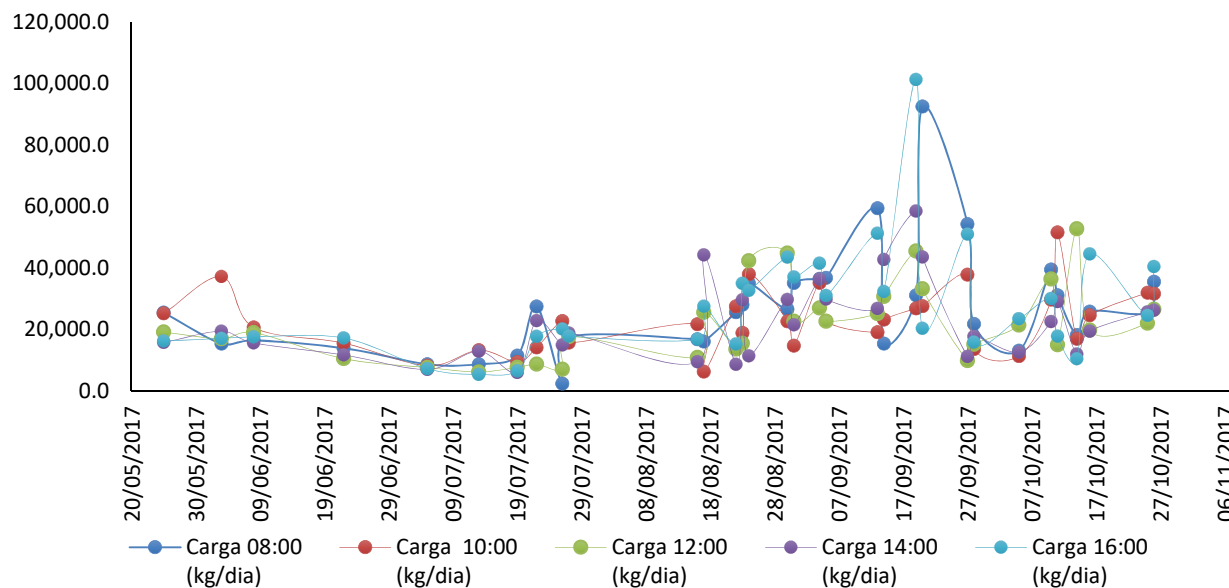
Para a estimativa de custos foi realizada a cotação dos preços dos produtos químicos utilizados para o tratamento da água de estudo que apresentaram os melhores resultados de custo benefício. A estimativa de custo foi feita usando como referência uma ETE hipotética com vazão de água residuária de 124.7 m<sup>3</sup>/h que foi a média vazão apresentada na usina em estudo na safra de 2018.

## **Resultados**

#### Caracterização da água residuária gerada na indústria sucroalcooleira

Os volumes mensais médios da água residuária gerada na usina em estudo referente ao ano safra de 2017 e 2018 foram de 128.3 e 124.7 m<sup>3</sup>/h respectivamente. A vazão da água residuária medida durante as coletas foram realizadas quando a bomba de sucção estava ligada, pois há intervalos na qual a bomba de sucção fica desligada.

A DQO e a vazão da água residuária medidas durante o período de coleta nos horários previamente determinados apresentaram significativa variação, sendo a vazão de 65.6 e 289.7 m<sup>3</sup>/h, bem como da matéria orgânica expressa na DQO que variou entre 1522 e 18250 mg/L. As concentrações de DQO em função da vazão e do horário de coleta são apresentadas na Figura 1.



**Figura 1.** Variação da carga orgânica na água residuária.

Na Figura 1 pode ser observada a variação da carga orgânica que ocorreu desde o início do período amostrado, porém no final da safra 2017 a concentração da matéria orgânica foi bem mais expressiva, ou seja, houve maiores variações com picos maiores de concentração, sendo o maior deles no valor de 101292.4 kg/dia.

Os resultados obtidos nos ensaios físico-químicos são apresentados na Tabela 1. De acordo com os resultados apresentados, observou-se que a água residuária possui elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO que apresentou concentrações entre 3760 a 4600 mg/L O<sub>2</sub> e DBO com concentrações entre 782 e 1650 mg/L O<sub>2</sub>, bem como concentrações de óleos e graxas entre 100 e 718 mg/L que segundo a Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011 Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA determina que o lançamento em corpo hídrico o parâmetro máximo substâncias solúveis em hexano até 100 mg/L. Já a relação DQO / DBO apresentou valores acima de 2.5 e segundo Santos et al (2010), para caracterizar um tratamento biológico a relação DQO/DBO deve ser menor que 2.5.

**Tabela 1.** Caracterização físico-química de água residuária da usina.

Parâmetros químicos	Unidade	Amostra 03/11/2017	Amostra 04/11/2017	Amostra 08/11/2017	Amostra 04/05/2018
pH	Adimensional	4.11	4.46	4.32	4.66
Resíduos sedimentáveis	mL.L <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup>	4	32	38	30
NTK	mg.L <sup>-1</sup> N-NH <sub>3</sub>	7	77	74	71
Fósforo Total	mg.L <sup>-1</sup>	4	14	13.5	9.5
Nitrogênio Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup> N-NH <sub>3</sub>	1.1	2.2	5.1	17
DBO <sub>5</sub> dias a 20°C	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	1357	955	782	1650
DQO	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	3760	4600	3960	4281
DQO/DBO <sub>5</sub> dias a 20°C	Adimensional	2.77	4.82	5.06	2.59
DBO/DQO <sub>5</sub> dias a 20°C	Adimensional	0.36	0.21	0.20	0.39
COT	mg.L <sup>-1</sup>	1704	1314	1005	1374
Óleos e Graxas	mg.L <sup>-1</sup>	160	100	110	718
Sólidos Suspensos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	1158	1404	596	1330
Sólidos Dissolvidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	2513	3436	3371	2667
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	3671	4840	3967	3997

*Proposição de uma tecnologia para tratamento de água residuária*

O tratamento de efluentes gerados em cabines de pintura de uma indústria moveleira segundo Santos et al. (2010), propuseram o tratamento biológico aeróbio de lodo ativado e anaeróbio UASB, o principal motivo que levou a escolha do tratamento biológico foi a relação DQO / DBO menor que 2.5. O tratamento anaeróbio seguido do aeróbio foi selecionado pelo autor devido a eficiência de 88% do tratamento conjugado quando comparado apenas ao tratamento anaeróbio em UASB que foi de 44%.

Em contrapartida conforme os resultados obtidos por Amaral et al. (2013) para biotratabilidade do efluente de branqueamento de polpa celulósica por processos aeróbios e anaeróbios, os testes de DQO inerte e biodegradabilidade indicaram a baixa biodegradabilidade dos efluentes, indicando assim que mesmo com os tratamentos biológicos se faz necessário a conjugação com tratamentos físico-químicos. Na Tabela 2 é apresentada a relação entre a DBO e DQO solúveis da água residuária.

**Tabela 2.** Relação entre DBO e DBO solúvel realizadas na amostra de água residuária.

Parâmetros químicos	Unidade	Água Residuária
DQO	mg/L O <sub>2</sub>	3075
DQO Solúvel	mg/L O <sub>2</sub>	2306
DBO <sub>5</sub> dias a 20°C	mg/L O <sub>2</sub>	1466
DBO <sub>5</sub> dias a 20°C Solúvel	mg/L O <sub>2</sub>	1460
DBO <sub>5</sub> dias a 20°C Solúvel/ DBO <sub>5</sub> dias a 20°C	-	0.996
DBO solúvel / DQO Solúvel	-	0.63

Como pode ser observado a relação DQO solúvel / DQO de 75% indicou que 25% da DQO está na forma suspensa, sendo assim a DBO de  $1460 \text{ mg.L}^{-1}$  quando comparada a  $2306 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO solúvel representou que a relação DBO / DQO solúvel é de 63%, sendo assim o material dissolvido é 63% biodegradável, indicando que um tratamento físico-químico se faz necessário antecedendo o tratamento biológico.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) para o planejamento de novas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), devem ser consideradas não apenas instalações físicas para produzir efluentes tratados, mas também gerar condições para minimizar os custos operacionais associados a mão de obra, energia, à estabilização de subprodutos e a disposição final / reuso. A seleção da melhor tecnologia de tratamento envolveu uma análise detalhada de diversos fatores que devem ser considerados quando avaliar os processos unitários e outros métodos de tratamento para atender tantos os objetivos atuais quanto futuros.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), a realização de ensaios de tratabilidade da água possibilita verificar a dosagem ótima de produtos químicos e para isso foram realizados ensaios em Jarreste verificando-se dosagens ótimas para a possibilidade de um tratamento físico-químico. A água residuária coletada para os testes estava com pH de 4.89 e turbidez de 2313 NTU. Os melhores resultados obtidos com os ensaios utilizando-se o polímero catiônico, foram com pH de 10.67 e turbidez de 22.0 com a dosagem de 12 mL de NaOH (hidróxido de sódio) e 1.2 mL de polímero catiônico por litro de água residuária. O uso de polímero catiônico exige para melhor eficiência na clarificação, pH mais alto, pois a ação desse polímero ocorre quando se tem pH de aproximadamente 10 e isso pode ocasionar um consumo maior de alcalinizante quando comparado ao uso de polímeros aniônicos.

A melhor dosagem em custo benefício do polímero aniônico A com concentração de 0.005% foi de 10 mL NaOH e 1 mL de polímero aniônico A por litro de água residuária. Nesse ensaio a água iniciou com pH de 5.82 e ao final do ensaio estava com pH 9.12. Os testes com polímero aniônico realizados obtiveram resultados satisfatórios e a vantagem de se utilizar esse polímero é que ele é regularizado para o uso em águas que entram em contato com o alimento, pois ele tem todos os parâmetros controlados e rastreados pelo sistema de gestão da qualidade da usina e é um polímero já utilizado no tratamento do caldo.

Os resultados obtidos mais adequados nos ensaios utilizando-se o PAC (policloreto de alumínio) foi de 12 mL de NaOH e 1 mL de PAC por litro de água residuária. O pH da água residuária iniciou com 5.82 e ao final do teste ficou com pH de 9.44 com turbidez de 3.5. A desvantagem desse tratamento é que o lodo gerado nos decantadores com residual de alumínio necessita de um descarte diferenciado o qual deverá ser avaliado e verificada a sua viabilidade.



Os ensaios seguintes foram feitos utilizando como alcalinizante a cal dolomítica. A água residuária utilizada para os testes estava com pH de 4.31, turbidez de 645 NTU e sólidos suspensos de 569 mg/L. Dentre os resultados obtidos a melhor opção dosando o polímero aniônico A, foi de 10 mL de cal a 5% e 1 mL de polímero aniônico A por litro de água residuária. Os resultados da água tratada foram pH de 10.26, turbidez de 11.1 NTU e sólidos suspensos de 20 mg/L. Durante os ensaios de Jarreste realizados com o alcalinizante cal dolomítica foi possível observar que a cal tem a mesma eficiência que o NaOH e tem como vantagem ter o custo menor, sendo assim foi utilizada como alcalinizante para os demais ensaios.

A amostra de água residuária utilizada na próxima batelada de ensaios estava com 5.60 de pH, 530 mg/L de sólidos suspensos e turbidez de 444 NTU. A melhor dosagem de polímero aniônico B e coagulante B foi de 0.25 mL e 40 mL/L de água residuária respectivamente, onde foi obtido uma turbidez de 7.07 NTU, sólidos suspensos de 19 mg/L e pH de 9.58. No entanto para se obter um bom resultado foi preciso realizar dosagens de polímero aniônico B conjugado à dosagem do coagulante B, pois somente com a dosagem utilizando-se o polímero aniônico B os resultados não foram satisfatórios.

Após a realização de bateladas de ensaios de Jarreste e obter os resultados apresentados, foi realizada uma amostragem da água residuária antes e após os tratamentos físico-químicos, em seguida foi feito o envio das amostras para o laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP para a realização das análises cujos resultados são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Resultados das amostras de água residuária coletadas na usina em estudo e amostras da água residuária tratada com os produtos testados.

Parâmetros analisados	Unidade	Água bruta	Água de embebição na moenda, nos filtros e na limpeza das caixas	Água tratada com polímero aniônico B e coagulante B	Água tratada com polímero aniônico A
pH	Adimensional	4.3	6.9	10.82	10.58
Resíduos sedimentáveis	mL/L.h	4	<0.1	<0.1	<0.1
DQO	mg/LO <sub>2</sub>	16933	139	12175	15466
DBO <sub>5</sub> dias,20°C	mg/LO <sub>2</sub>	10000	67	8516	9850
DQO / DBO	-	1.69	2.07	1.43	1.57
OD	mg/LO <sub>2</sub>	1.8	0.8	1	2.2
COT	mg/L C	4152	154	3717	3973
NTK	mg/L N-NH <sub>3</sub>	15	2.87	6.59	7.28
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N-NH <sub>3</sub>	1.04	0.1	2.45	1.56
Fósforo total	mg/L P	1.3	0.4	0.2	0.2
Óleos e Graxas	mg/L	157	<10	61	60
Chumbo	mg/L Pb	0.017	<0.001	0.023	0.028
Cobre	mg/L Cu	1.09	0.37	0.01	0.01

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3 foi possível verificar que o teor menor ou igual a 61 mg/L de óleos e graxas ou substâncias solúveis em n-hexano e o teor entre 0.01 e 0.37 mg/L de cobre e de 0.001 a 0.028 mg/L de chumbo, são concentrações baixas, que quando a água residuária for misturada às águas de vapores condensados que atualmente é agregada à água para o uso na embebição na moenda, na esteira metálica da moenda, nos filtros a vácuo, na limpeza das caixas de evaporação do caldo e de demais equipamentos na usina, os valores podem ficar até menores que o exigido na Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de Setembro de 2017 que é de 2 mg/L de cobre e 0.01 mg/L de chumbo.

A portaria de Consolidação Nº 05 estabelece limites para a Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade, sendo válido ressaltar que o uso da água na usina em estudo nos pontos propostos são para fins industriais, pois não entra em contato diretamente com o produto final, porém mesmo assim os resultados podem atender a legislação de potabilidade da água.

Para a seleção da tecnologia de tratamento a ser usada foi levado em consideração a variação da vazão do efluente no decorrer do dia, assim para eliminar picos de vazão na unidade de tratamento deve se colocar um reservatório para equalização do efluente com uma bomba submersa de sucção para manter a vazão constante. A primeira etapa proposta foi um gradeamento fino para a remoção de sólidos e na sequência uma caixa de areia para eliminar a sedimentação de sólidos nos decantadores primários e em reatores.

No tratamento físico-químico para a remoção dos sólidos suspensos foi indicado uma etapa de mistura rápida, floculação, coagulação e decantação. Foram propostos dois tipos de tratamentos, sendo um físico-químico apenas onde não há a necessidade de remoção de matéria orgânica e outro que envolve o tratamento físico-químico e o tratamento biológico para usos mais restritos onde não deve haver concentrações altas de matéria orgânica.

O tratamento físico-químico irá remover os sólidos suspensos e a DQO não degradável. O tratamento biológico UASB removerá parte da matéria orgânica e posteriormente o tratamento de lodo ativado que possui eficiência de remoção de carga orgânica entre 85 e 95% finalizará o tratamento biológico (Jordão e Pessôa, 2011).

A principal vantagem do sistema de lodo ativado é que o seu projeto ocupa menor espaço e permite uma remoção elevada de DBO (Telles e Costa, 2010). Como ponto de desvantagem tem-se a alta demanda energética para sua operação devido à exigência de aeração, porém com a associação ao tratamento anaeróbico no UASB o tamanho do reator de lodo ativado será reduzido. Além de que no período de entressafra (período que não há produção na usina) há geração reduzida de efluente industrial. E finalmente com ambos os tratamentos o efluente estará apto para a reutilização no processo de produção industrial.

Proposição de pontos de reuso dentro da indústria

Os principais pontos de reuso que foram verificados na usina em estudo são apresentados no Quadro 1.

**Quadro 1.** Pontos de reuso de água residuária na usina.

Local	Pontos de reuso propostos
Moenda	Embebição e trocadores de calor para refrigeração dos óleos dos mancais
Tratamento de caldo	Resfriamento de caldo nos trocadores de calor e na embebição dos filtros prensa de lodo
Geradores de energia	Refrigeração de óleos dos mancais
Indústria em geral	Limpeza de pisos, equipamentos, superfícies e na limpeza das caixas de evaporação de caldo
Estação de tratamento de água	Retrolavagem dos filtros de areia, limpeza das resinas aniônicas e catiônicas
Caldeira	Água de alimentação e lavagem dos gases das caldeiras
Fermentação	Lavagem de gás carbônico (CO <sub>2</sub> ) na coluna de saída de gases das dornas de fermentação, no preparo do mosto, no preparo do pé de cuba, na adição do produto e insumos durante sua fabricação
Torres de resfriamento	Reposição de água perdida por evaporação

Os pontos de reutilização da água residuária tratada apenas com o tratamento físico-químico propostos na usina em estudo foram na embebição da cana-de-açúcar na moenda e na esteira metálica da moenda, na embebição nos filtros prensa de lodo à vácuo, na destilaria para limpeza de equipamentos e na lavagem das caixas de evaporação do caldo, onde a qualidade da água exigida apresentam características análogas, sendo assim o tratamento físico-químico para remoção de sólidos suspensos realizados nos ensaios de Jarteste apresentaram resultados para turbidez, pH e sólidos suspensos suficientes para a reutilização da água residuária nesses pontos, pois apresentou a qualidade compatível com a atual água que é utilizada na usina, que possui pH de 7.78, turbidez de 49.7 NTU e sólidos suspensos de 61 mg/L. A quantidade de DBO e DQO não é mensurada atualmente, pois a carga orgânica não interfere na embebição.

O volume anual (safra) de água utilizada na embebição da moenda nos anos de 2017 e 2018 são de 665766 e 629141 m<sup>3</sup> respectivamente. E o volume de água residuária gerada de 500021 m<sup>3</sup> na safra de 2018 poderá ser reutilizada após ser tratada, para suprir o uso da água utilizada na embebição da moenda.

### Estimativa de custos

Os produtos que apresentaram maior eficiência no tratamento físico-químico foram os polímeros aniônicos A e B e o coagulante B. Ambos os tratamentos necessitam da dosagem de cal para se obter o pH ideal para a ação dos polímeros. Foram testados o hidróxido de sódio e a cal, porém devido a ambos apresentarem nos testes a mesma eficiência, foi selecionada a cal para se utilizar no tratamento devido ao custo menor da cal quando comparada com o hidróxido de sódio.

Não foram feitos os cálculos de consumos com os demais produtos químicos utilizados, o policloreto de alumínio e o polímero catiônico, pois a quantidade do alcalinizante utilizada nos ensaios de Jarreste foram maiores quando comparado ao consumo de alcalinizante para os ensaios de Jarreste utilizando os polímeros aniônicos A e B e coagulante B.

É válido ressaltar que para os ensaios onde foi utilizado o polímero aniônico B para se ter eficiência no tratamento foi necessário utilizar o mesmo associado à dosagem do coagulante B. Na Tabela 4 são apresentados os custos com o polímero aniônico A e polímero aniônico B e coagulante B.

**Tabela 4.** Comparativo de custos com produtos químicos para o tratamento de água residuária.

Insumo	Custo com insumos em R\$/m <sup>3</sup> de água residuária tratada	*Custo com insumos em U\$/m <sup>3</sup> de água residuária tratada	Custo com insumos em R\$/mês de água residuária tratada em vazão média de 124.7m <sup>3</sup> /h	*Custo com insumos em U\$/mês de água residuária tratada em vazão média de 124.7m <sup>3</sup> /h
Cal	1.125	0.288	101007.0	25833.0
Polímero aniônico A	0.01	0.003	712.0	182.1
Polímero aniônico B + coagulante B	0.1	0.026	7936.6	2029.8
Polímero aniônico A + cal	1.135	0.291	101719.0	26015.1
Polímero aniônico B + coagulante B	1.235	0.317	108943.6	27862.8

\*Cotação do dólar em 18 de dezembro de 2018.

De acordo com a Tabela 4, onde são apresentados os dados dos custos com insumos por m<sup>3</sup> de água residuária tratada, pode ser observado que o polímero aniônico A possui o menor custo benefício para o tratamento quando comparado com o polímero aniônico B, pois para se obter a mesma eficiência de tratamento do polímero aniônico A, é necessário utilizar o polímero aniônico B e o coagulante B o que tornou o custo maior.

## Conclusões

A água residuária gerada na usina de açúcar e etanol em estudo possui uma vazão média de 124.7 m<sup>3</sup>/h e é agregada junto à vinhaça para sua disposição final, conforme a Norma Técnica da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo P 4231 para aplicação de vinhaça no solo.

A amostragem realizada durante a safra 17/18 e 18/19 permitiu conhecer o efluente nas diversas etapas da safra, início, meio e fim, o que possibilitou entender o comportamento e a variação da carga orgânica no decorrer do tempo amostrado.

A variação da carga orgânica verificada foi devido aos descartes esporádicos de água de cinzas dos lavadores de gases das caldeiras que se encontra em circuito fechado, porém há purgas no sistema durante o dia como também o descarte de lodo dos decantadores de água da estação de tratamento da água.

Os resultados da caracterização físico-química da água residuária indicaram um teor elevado de matéria orgânica. A relação DQO solúvel / DQO de 75% representou que 75% da DQO estava sob a forma dissolvida e 25% estava na forma suspensa. A DBO de 1460 mg.L<sup>-1</sup> quando comparada a 2306 mg.L<sup>-1</sup> de DQO solúvel representou a relação DBO / DQO solúvel de 63% e com isso foi possível concluir que o material que estava dissolvido era 63% biodegradável, sendo assim fica evidente que um tratamento físico químico é essencial para remover os sólidos suspensos e parte da DQO e que o tratamento biológico é a melhor opção para a remoção da matéria orgânica.

Os pontos propostos para reutilização da água residuária foram: na embebição da cana-de-açúcar na esteira metálica da moenda, embebição nos filtros à vácuo e enxague das caixas de evaporação do caldo, onde apenas o tratamento físico-químico atende as exigências da qualidade da água requerida.

Com o estudo apresentado foi possível concluir que há duas opções de tratamento da água residuária, sendo um tratamento físico-químico apenas para usos onde não é necessário a remoção da matéria orgânica e outro com tratamento físico-químico seguido por um tratamento biológico anaeróbio UASB e um tratamento biológico aeróbico de lodo ativado o qual é o mais indicado para usos onde é necessária a remoção da matéria orgânica.

O insumo mais viável em relação a custo benefício foi o polímero aniônico A com a cal dolomítica como alcalinizante, devido ao polímero aniônico B ter a necessidade de ser dosado em conjunto com o coagulante B, porém sugere-se que outros produtos químicos sejam testados para que o tratamento se torne viável e que sejam realizados ensaios de bancada para se avaliar a eficiência dos tratamentos biológicos após o tratamento físico-químico.

## Referências

- Amaral, M. C. S., Andrade L. H., Lange, L. C., Borges C. P. (2013) Avaliação da biotratabilidade do efluente de branqueamento de polpa celulósica por processos aeróbicos e anaeróbicos. *Engenharia Sanitária ambiental*. **18**, 253-262.
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B. (2005) *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2ª edição, editora Rima, 792 pp. Etanol Verde. Zoneamento agroambiental no Estado de São Paulo. Acesso em 20 de agosto de 2018, disponível em: [https://smastr16.blob.core.windows.net/etanolverde/2011/10/mapaZoneamentoAgroambiental\\_g.jpg](https://smastr16.blob.core.windows.net/etanolverde/2011/10/mapaZoneamentoAgroambiental_g.jpg)
- Jordão, E.P., Pessoa, C. A. (2011) Tratamento de esgotos domésticos. 6ª edição, 1050p, Rio de Janeiro-RJ.
- Metcalf, L., Eddy, H., tradução: Hespanhol, I., Mierzwa, J.C. (2016) Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016 pp.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2015) *Norma técnica P4.23. Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola*, São Paulo – Brasil, 3ª Edição. Fevereiro de 2015, 15 pp. Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/NTC-P4.231\\_Vinha%C3%A7a-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/NTC-P4.231_Vinha%C3%A7a-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf)
- Brasil (2017) *Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde*, Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro, São Paulo – Brasil. Acesso em 10 de dezembro de 2018, disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>
- Rosa, A.S, Martins, C. P. S. (2013) Produção mais limpa nas fontes geradoras de poluição da indústria de açúcar e álcool. *Revinter*. **6**, 90-125.
- Brasil (2008) *Resolução SMA - 88, de 19-12-2008. Define as diretrizes técnicas para o licenciamento de empreendimentos do setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo*, 19 dezembro de 2008, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo. Acesso em 10 de dezembro de 2018, disponível em: [http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2008\\_Res\\_SMA\\_88.pdf](http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2008_Res_SMA_88.pdf)
- Brasil (2011) *Resolução Nº 430, Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. CONAMA-Conselho Nacional do Meio Ambiente*, 13 de maio de 2011, Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89. Acesso em 10 de dezembro de 2018, disponível em <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Santos, A. R. L., Aquino, S. F., Carvalho, C. F., Vieira, L. A., Gontijo, E. S. J. (2010) Caracterização e tratabilidade biológica dos efluentes líquidos gerados em cabines de pintura de uma indústria moveleira. *Engenharia Sanitária Ambiental*. **15**, 357-366.
- São Paulo. Decreto Estadual n. 8.468, de 8 de setembro de 1976. Acesso em 25 de janeiro de 2018, disponível em: [http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1976\\_Dec\\_Est\\_8468.pdf](http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1976_Dec_Est_8468.pdf)
- SMA, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (2017) Relatório Preliminar Etanol Verde. Acesso em 25 de janeiro de 2018. Disponível em: [http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/2017/06/etanol-verde-relatorio-preliminar-safra-16\\_17-site.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/2017/06/etanol-verde-relatorio-preliminar-safra-16_17-site.pdf)
- APHA, AWW, WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed., American Public Health Association, the American Water Works Association, and the Water Environment Federation. ISBN 0-87553-223-3.
- Telles, D. D. A., Costa, R. P. (2010) *Reuso da água conceitos, teorias e práticas*, 2ª ed., Edgar Blucher Ltda, Edgar Blucher Ltda, 408 pp.



# REVISTA AIDIS

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

## EVALUATION OF DIFFERENT METHODS OF ESTIMATION OF THE TOPOGRAPHIC FACTOR AND ITS INFLUENCE ON SOIL LOSS DISTRIBUTION IN THE JAÚ STREAM WATERSHED, IN APARECIDA D'OESTE – SP

\* Mariana Barbosa de Carvalho<sup>1</sup>  
Nelson Giovanini Junior<sup>1</sup>  
César Gustavo da Rocha Lima<sup>1</sup>  
José Augusto de Lollo<sup>1</sup>

Recibido el 20 de febrero de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

### Abstract

Concern about the environment and the need for solutions to environmental problems are growing every day. Among the various types of research carried out in this field, the study of soil erosion is highlighted, especially the accelerated erosion. Several methods are used to evaluate the occurrence of erosion processes, and the parameters considered in each one of them can also be diverse, being both natural and anthropic. The Universal Soil Loss Equation (USLE) is one of the most widespread methodologies used in this research field. Among the six parameters considered in the USLE, there is the topographic factor (LS), which refers to the influence of relief on the occurrence and development of erosion processes, being this a relevant factor and whose importance is already demonstrated. There are many ways to estimate topographic factor, and this work will analyze the distribution of soil loss in the Jaú Stream watershed, in Aparecida D'Oeste-SP, obtained through USLE, in view of these different estimation methods.

**Keywords:** erosion, GIS, topographic factor, USLE.

<sup>1</sup> Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Brasil.

\* *Corresponding author:* Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Alameda Bahia, 550 – Centro, Ilha Solteira, São Paulo. 15385-000. Brasil. Email: [maa.carvalho@hotmail.com](mailto:maa.carvalho@hotmail.com)

## Introduction

Soil erosion is a phenomenon that can occur naturally, through slow and continuous processes of modification of the earth's crust - then being called geological erosion -, or have anthropic influence, with humans responsible for both the intensification of existing erosive processes and the generation of new ones (Zachar, 1982).

The accelerated erosion, besides being a form of environmental degradation by itself, also causes other types of problems, such as the decline of food production, the desertification of areas, the silting of rivers, among others. Bertoni and Lombardi Neto (1999) even claim that soil erosion makes the land gradually uninhabitable, whatever its cause.

The development of erosive processes can be determined either by natural factors such as soil pedology, climate and relief, or by anthropic factors such as soil occupation and management techniques.

According to Salomão (1999), among the parameters most used in the study of erosion susceptibility are those related to rainfall, vegetation cover, topography, and soil types. These parameters and the way they are used vary according to the adopted study methodology. Among the methods used to assess the occurrence of erosion processes there are SWAT (Furl *et al.*, 2015; Halecki *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2017), WEPP (Nearing *et al.*, 1989; Anache *et al.*, 2018; Brooks *et al.*, 2016), LISEM (Starkloff and Solte, 2014; Gomes *et al.*, 2008), USLE (Beskow *et al.*, 2009; Medeiros *et al.*, 2016; Ozcan *et al.*, 2008), VNE (Crepani *et al.*, 2001; Ribeiro and Campos, 2007), multicriteria models (Ameri *et al.*, 2018; Nekhay *et al.*, 2009; Martini *et al.*, 2006), among others.

The Universal Soil Loss Equation - or USLE - is one of the most widespread empirical methodologies used in the field of erosion potential study, having been developed by Wischmeier and Smith (1978). This method consists in calculating the average rate of soil loss due to surface runoff over long periods in a specific area from the following factors: rainfall erosivity factor (R), soil erodibility factor (K), topographic factor (LS), land cover and management factor (C), and support practices factor (P).

In addition, Silva *et al.* (2016) observed in their study (in the Sapé sub-basin, in the State of Minas Gerais, using the AHP method) that the sites that presented high susceptibility to erosion were those with high slopes and geological basis favorable to its appearance, highlighting the slope factor. Also, Pham *et al.* (2018), using USLE in a watershed in Vietnam, verified that the factor of greatest influence in the estimation of the erosion rate was the topographic factor (LS). Therefore, in spite of the different forms of inclusion of the topography factor in the study methodologies, the great relevance of this parameter is evident.



Although the original work of Wischmeier and Smith (1978) indicates how each factor should be estimated, there are several adaptations of the USLE to make it suitable to different scenarios and availability of data. These adjustments are very frequent, usually having in common the structure of the equation used, but the ways of obtaining the values for each parameter can vary, with several studies focused on the estimation of a single factor (Lima *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2012).

Thus, although USLE was developed at first to be used in places with little or no slope, as agricultural areas of gentle relief, due to the adaptations it could be successfully applied in much more complex topographies, being used until nowadays (Desmet and Govers, 1996; Medeiros *et al.*, 2016).

There are several studies aimed at estimating the topographic factor in different ways. Ruthes *et al.* (2012) suggest, for example, a simplified way of obtaining slope-steepness and slope-length factors separately and then combine them according to the adaptation proposed by Bertoni and Lombardi Neto (1999).

Other authors recommend automated calculations, such as Moore *et al.* (1991), whose work points to the deficiency of many hydrological models regarding their inability to consider the real (three-dimensional) effects of relief in surface runoff, which leads to unrealistic simplifications.

Thus, this work will analyze the soil loss distribution in the Jaú Stream watershed, in Aparecida D'Oeste-SP, obtained through the USLE, in view of different methods of estimation of the topographic factor. Through these spatial models, the areas within the basin with greater and lesser susceptibility to erosion can be identified, and this distribution can then be compared to records of erosion processes to verify the applicability of the methods studied. All data modeling will be done using geographic information systems (GIS), which not only simplify the modeling process, but also facilitate spatial and comparative analysis.

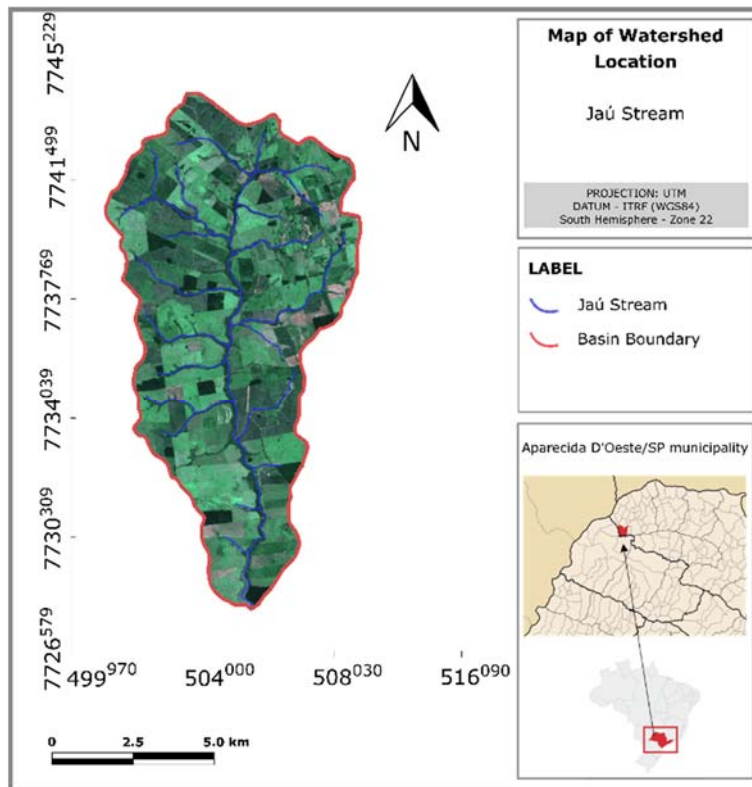
## Methodology

### Characterization of the study area

This work is based on the Jaú Stream watershed, located in the northwest region of the State of São Paulo, within the limits of the municipality of Aparecida D'Oeste, whose main economic activities are diversified agricultural practices and extensive livestock farming (CBH-SJD, 2018). The cultivation of sugarcane and citrus fruits, as well as cattle breeding, stand out in the microbasin.

The Jaú stream basin is approximately 82.64 km<sup>2</sup>, located between the geographic coordinates 20°34'42" S - 50° 59'58" W and 20°23'11" S - 50°49'33" W, according to Figure 1. The climate of

the region is tropical with dry winter season and rainy summer (Aw, according to the classification of Köppen), and the average annual precipitation for the municipality is 1247.7 mm / year, according to the Center for Meteorological and Climatic Research Applied to Agriculture - CEPAGRI (2018). In addition, according to the Pedological Map of the State of São Paulo (Rossi, 2017), the study basin is composed of Red-Yellow Acrisols, Arenosols, and Gleysols.



**Figure 1.** Map of Jaú Stream watershed location.

### Application of the Universal Soil Loss Equation (USLE)

The Universal Soil Loss Equation can be expressed as follows:

$$A=R \times K \times LS \times C \times P \quad \text{(Equation 1)}$$

Where

- A: soil loss per unit area ( $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ );
- R: rainfall erosivity factor ( $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ );
- K: soil erodibility factor ( $\text{ton} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ );
- LS: topographic factor (dimensionless);
- C: land cover and management factor (dimensionless);
- P: support practices factor (dimensionless).

### Erosivity factor

The erosivity values were obtained through the netErosividade SP program. Based on data from rainfall stations distributed by the state and an artificial neural network, this program estimates rainfall erosivity values for any location in the state of São Paulo using latitude, longitude and altitude data. The calculation of erosivity by the program is based on annual average precipitation data from 1961 to 1990 using the equation proposed by Lombardi Neto and Mondenhauer (1992) for sites where there is a rainfall station, and the results in the other locations are estimated using interpolation and the developed artificial neural network (Moreira *et al.*, 2006).

### Soil Erodibility factor

The values used for soil erodibility were based on the work of Lima *et al.* (2016), in which soil samples were collected and analyzed in a certain area of the São José dos Dourados basin in which the study basin is inserted. The erodibility was estimated indirectly from the Bouyoucos (1935) methodology, which uses only the percentages of sand, clay and silt in the soil.

### Land Cover and Management factor

The land cover and management factor (C) refers to the relation between soil loss under certain specific coverage conditions and the one expected for an exposed soil with no protection, and it is dimensionless (Wischmeier and Smith, 1978).

The map of land cover was elaborated from Sentinel-2 satellite images, dated 2/22/2018. A pixel-supervised classification (MAXVER) was used, using a color composition by combining the bands 03 (B), 04 (G) and 08 (R) - denominated false color - with resolution of 10 meters. Subsequently, a post-classification process was carried out to reduce possible local distortions of the classification process.

Due to the similarity between the types of use and coverage and the characteristics of the study regions, the value attributed to each category was taken from the work of Silva *et al.* (2010), except for wetland vegetation, whose value was taken from Medeiros *et al.* (2016).

### Topographic Factor

The topographic factor (LS) is the influence of the relief in the erosive process and is formed by the combination of the factors slope-length (L), which consists of the distance traveled by the raindrop from the moment it reaches the ground to the water body, and slope-steepness (S). Both components are determinant for the volume and velocity of the runoff, and thus for the erosive capacity of the runoff, which can be understood as the kinetic energy resulting of the flow.

The factors can be calculated individually using a digital elevation model (MDE) and an area drainage map, or a software can be used to automatically calculate the LS factor by insertion of the same data sets. In the present work, these two methodologies were used.

The calculation of the slope-length at each place was made based on the distance map between the watercourses and the topographic dividers, using the Spring software tool of the same name, so that the watercourses had zero value and the dividers had the maximum distance value. The location of the water dividers was based on a simplification in which the average distance between watercourses was considered, since to identify their exact location would be necessary a manual insertion (which would be time consuming) or the use of more complex operations, which are not the focus of the work.

The slope-steepness was obtained through SRTM data from the Topodata Project (INPE, 2018), and both data – L and S factors - were combined through a LEGAL using Equation 2 (Bertoni and Lombardi Neto, 1999) to be later inserted in the USLE.

$$LS= 0.00984 L^{0.63} S^{1.18} \quad \text{(Equation 2)}$$

Where:

L: slope-length in meters

S: slope-steepness in %

For the direct calculation of the LS factor, the SAGA software (Conrad *et al.*, 2015) was used, in which the digital elevation model (altimetry map) inserted was also obtained from SRTM data from the Topodata Project (INPE, 2018). Among the possible methodologies available in the software for calculating this factor, the one developed by Bohner and Selige (2006) was selected because it is the most up to date.

#### Support Practices factor

It was not possible to identify the specific practices of each site, especially due to the size of the study area and its heterogeneity. However, it was observed from the visual analysis of satellite images that most of the properties have contour farming, regardless of the land use and cover class.

Thus, the approximation suggested by Silva *et al.* (2010) was tested, in which the factor P is calculated based on the terrain slope for areas with contour farming. According the authors work, for slope-steepnesses lower than 0.5% was assigned the value P = 0.6, for slopes greater than 20% was assigned the value P = 1, and for slopes between 0.5% and 20 % the Equation 3 was used.

$$P=0.69947 - 0.08911S + 0.01184S^2 - 0.000335S^3 \quad \text{(Equation 3)}$$

Where:

S: Slope-steepness in %

### Comparison to records of erosion occurrences

After the development of erosion potential maps generated from the two methods of estimation applied, the results were compared with records of erosive features in the study area.

Two sources were used to obtain this data, one of them being the Urban and Rural Erosive Feature Map of the São José dos Dourados River Basin, developed by CPTI and IPT (2008). The second way of obtaining the erosion data was through the analysis of high resolution satellite images through the program Google Earth Pro (Google, 2018) and visual identification of erosive features.

### Results and discussion

In order to generate the map of erosivity using the netErosividade software, 50 random spots were selected within the basin and, based on their geographic coordinates and altitude, the values of erosivity were found. Then, the data were interpolated to obtain the erosivity map, shown in Figure 2A. In regard of the distribution of erodibility, based on the spatial location of the places of sample collection from the Lima *et al.* (2016) work and through the geostatistical methods of Kriging and Cokriging, the soil erodibility map for the Jaú watershed was elaborated, according to Figure 2B.

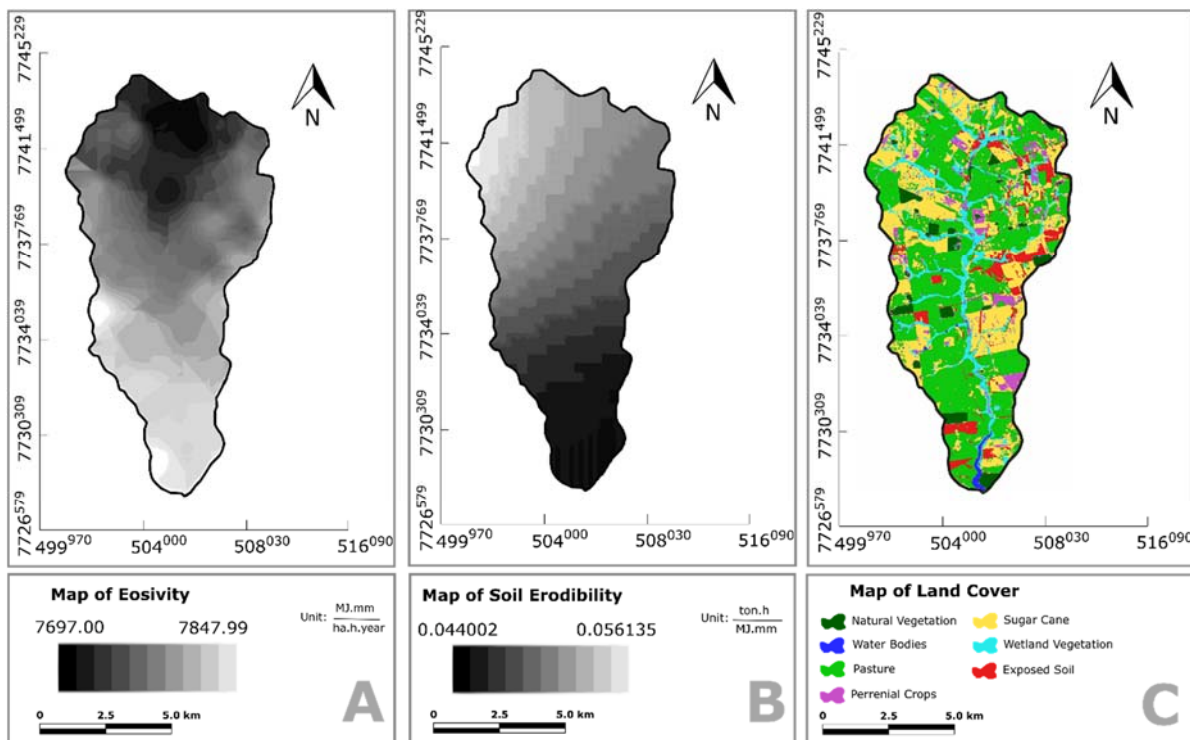


Figure 2. Maps of the factors Erosivity (A), Soil Erodibility (B) and Land Cover and Management (C) used in USLE.

The map of land cover, generated through working with satellite imagery of the basin, as described in the methodology, is presented on Figure 2C, and the values used for each class in order to obtain the land cover and management factor are given in Table 1.

**Table 1.** Classes of land cover and management factor.

Classes of land cover	Factor C
Natural Vegetation	0.0004
Pasture	0.05
Sugar Cane	0.1124
Perennial Crops	0.135
Wetland vegetation	0.0001
Water Bodies	0
Esposed Soil	1

Figure 3 shows the LS factor distributions from the two calculation methods tested, with Figure 3A referring to the calculation of L and S factors individually and then combined through Equation 2 (a method named as usual or simplified in this work), and Figure 3B referring to the direct estimation of the LS factor through the SAGA software.

A major difference between the two estimation methods is that the former considers only the main drainage network, with representation in the database, while the second method does not require data entry for drainage, using the digital terrain elevation model itself to estimate the location of valleys and hill tops, where the watercourse beds and topographic dividers would be situated, respectively.

This second form of estimation, using the SAGA software, is more accurate, since it considers the particularities of the terrain and has no operator interference, not being subject, for example, to errors such as an outdated drainage network. Nonetheless, this also generates a large local variation, which can be interesting depending on the study interest, but for a general assessment of the basin and identifying areas most susceptible to the occurrence of erosion, this kind of representation may not be the most appropriate.

At first it can already be seen the great difference between the two maps in Figure 4. There is a predominance of bluish-green tones on Map A, with a preponderance of soil losses between 10 and 50 ton.ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup>.

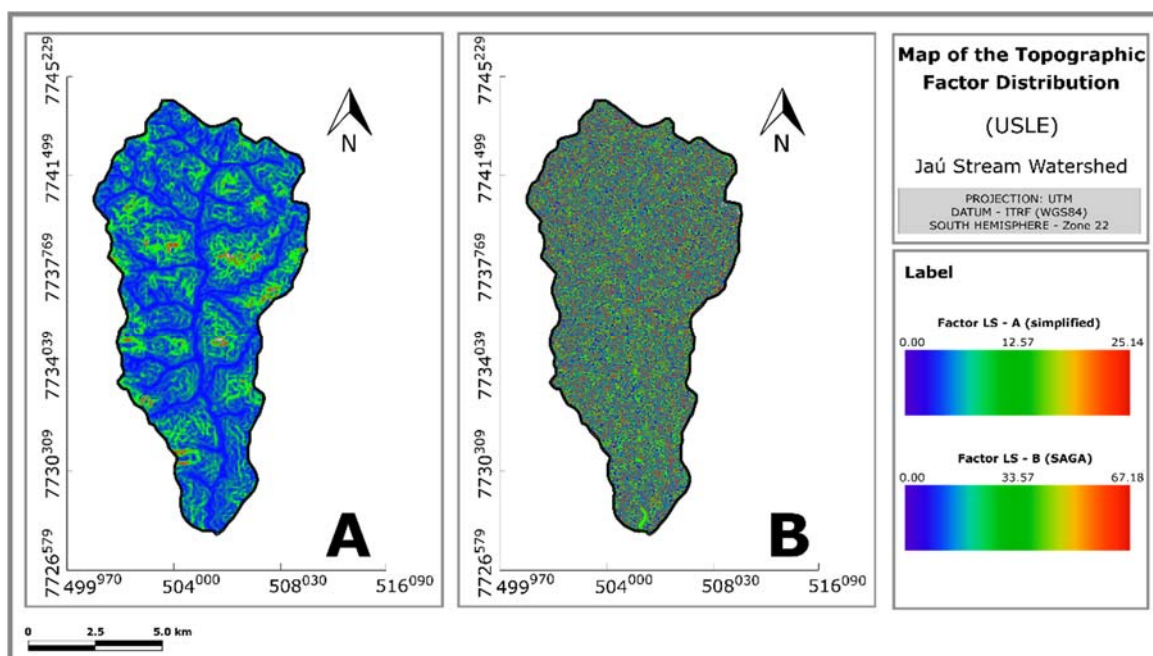
It is noted that within the category of lower soil loss are the areas occupied by natural vegetation and most of the main bed of the Jaú stream, covered by wetland vegetation, with an expressive

percentage (more than 10%) of the basin exhibiting soil losses between 0 and 1 ton.ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup>. On the other hand, the areas with the most extreme soil losses are those that do not have any type of vegetation cover (exposed soil), which indicates the influence of the land cover and management factor.

Additionally, in Figure 4A can be identified regions with a certain concentration of areas with high soil losses located in the northwest, northeast, east and south of the basin. It is also noticed that these areas with high soil loss results match with those that presented the highest LS values in Figure 3, which demonstrate the relevance of this factor for the study.

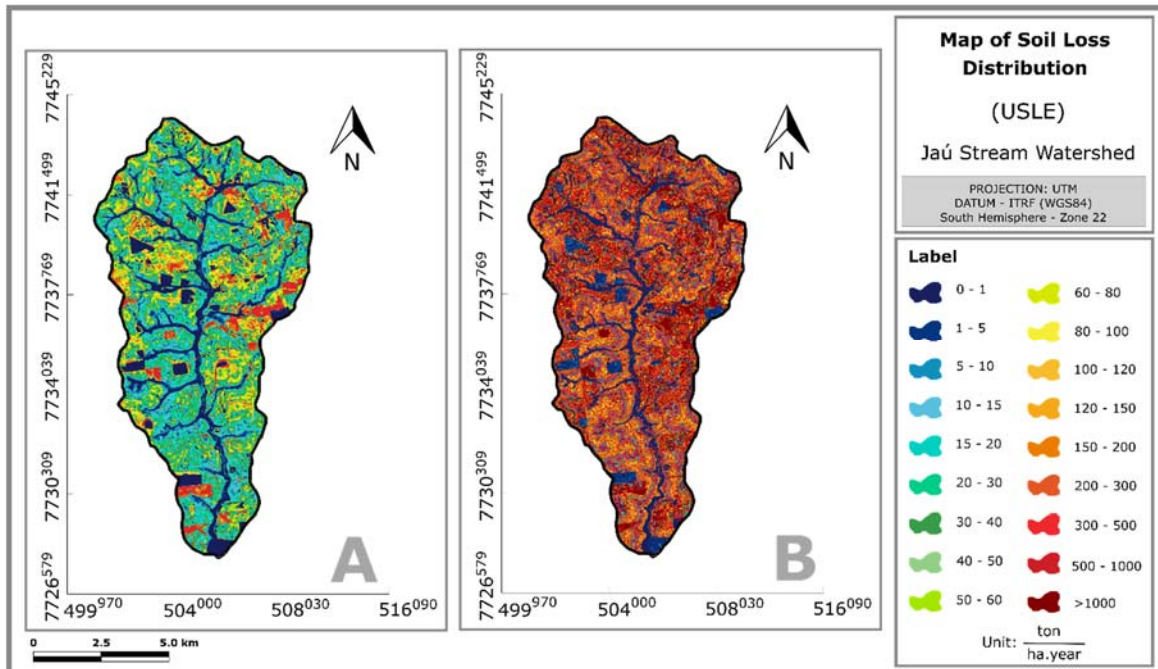
Meanwhile, the map produced from the LS factor of the SAGA program shows the predominance of the extreme classes of soil loss. It is possible to see that the areas with the lowest soil loss are those covered by natural vegetation and vegetation of the wetlands (main stream bed), but due to the homogeneity of reddish tones, it is difficult to identify the regions of the basin with the highest soil losses.

This condition of predominance of extreme soil losses is also observed in Table 2, in which it is noticed that more than 50% of the area of the basin is in regions with soil loss above 300 tons.ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup>.



**Figure 3.** LS factor distribution for the Jaú Stream Watershed through the simplified method (Fig. A) and the SAGA software (Fig. B).

After that, two combinations of USLE were performed, varying only the LS factor while all other factors in the equation were maintained the same. Figure 4 displays the soil loss maps generated from the two LS factor estimation methods studied: the simplified (Figure 4A) and the direct (Figure 4B).



**Figure 4.** Soil Loss distribution for the Jaú Stream Watershed using the simplified LS factor (Fig. A) and the one obtained through SAGA software (Fig. B).

Table 2 shows the area occupied by each of the eighteen classes of soil loss used to represent the basin, as well as the percentage of area occupied by each of them, with the most significant classes being highlighted in each case.

Furthermore, a comparison was made between the distribution of soil losses obtained from the different combinations of USLE and the location of the sites where erosive processes were found, either by visual identification through satellite images or registered in the Map of Erosive Features. For this purpose, the soil loss classification scale used was suggested by Beskow *et al.* (2009), which divides the soil loss into seven classes, according to Table 3.

Table 4 shows the area and percentage of area occupied by each class of soil loss in this new scale, and the amount and density of erosion processes per class, while Figure 9 displays the spatial distribution of these classes and the erosive processes identified in the study area



**Table 2.** Soil Losses in the Jaú Stream Watershed.

Soil Loss	Simplified LS factor		LS factor from SAGA	
	Area (km <sup>2</sup> )	% Occupied	Area (km <sup>2</sup> )	% Occupied
0 - 1	11.36	13,8%	8.20	10.0%
1 - 5	2.47	3.0%	5.27	6.4%
5 - 10	5.40	6.6%	2.01	2.4%
10 - 15	7.26	8.8%	0.86	1.0%
15 - 20	7.24	8.8%	1.65	2.0%
20 - 30	12.23	14.9%	0.76	0.9%
30 - 40	8.53	10.4%	1.51	1.8%
40 - 50	5.84	7.1%	0.88	1.1%
50 - 60	4.06	4.9%	1.05	1.3%
60 - 80	5.12	6.2%	1.61	2.0%
80 - 100	2.90	3.5%	1.96	2.4%
100 - 120	1.74	2.1%	1.35	1.6%
120 - 150	1.53	1.9%	2.49	3.0%
150 - 200	1.40	1.7%	2.76	3.3%
200 - 300	1.48	1.8%	5.89	7.1%
300 - 500	1.71	2.1%	11.79	14.3%
500 - 1000	1.54	1.9%	17.19	20.9%
> 1000	0.49	0.6%	15.12	18.4%
Total	82.3	100%	8.20	100%

**Table 3.** Soil Loss classification method suggested in other works.

Classes	Soil Loss (t.ha <sup>-1</sup> .year <sup>-1</sup> )
Low	0 – 2.5
Low to Moderate	2.5 - 5
Moderate	5 - 10
Moderate to High	10 - 15
High	15 - 25
Very High	25 - 100
Extremely High	> 100

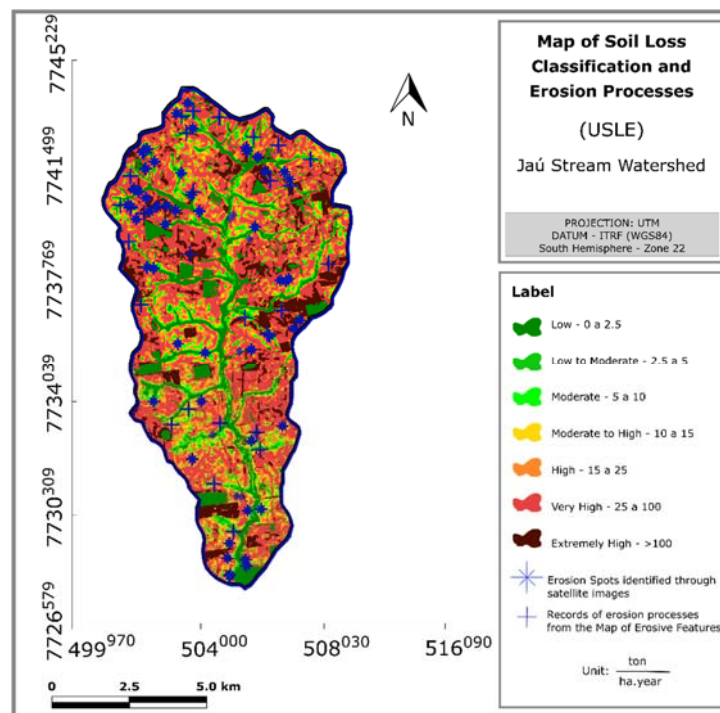
**Table 4.** Area occupied and amount and density of erosive processes by soil loss class.

Classes	Simplified LS factor				LS factor from SAGA			
	Area (km <sup>2</sup> )	% Occupied	Erosions	spots/km <sup>2</sup>	Area (km <sup>2</sup> )	% Occupied	Erosions	spots/km <sup>2</sup>
0 – 2.5	12.04	14.6%	5	0.42	11.82	14.3%	6	0.51
2.5 - 5	1.79	2.2%	6	3.36	1.65	2.0%	0	0.00
5 - 10	5.40	6.6%	5	0.93	2.01	2.4%	1	0.50
10 - 15	7.26	8.8%	10	1.38	0.86	1.0%	1	1.16
15 - 25	13.87	16.9%	17	1.23	2.19	2.7%	0	0.00
25 - 100	32.04	38.9%	32	1.00	7.22	8.8%	9	1.25
> 100	9.89	12.0%	14	1.42	56.59	68.7%	72	1.27
Total	82.28	100.0%	89	0.42	82.35	100.0%	89	0.51

It is observed that for the assessment using the LS Factor obtained from the SAGA software, the absolute majority of the erosive processes identified in the basin is in the areas with the highest soil losses. This fact could indicate the coherence of the method, taking into account the location of the erosive processes, however this extreme loss of soil in most of the basin and the absence of a more distributed soil loss ratio in it raises doubt as to the method's accuracy in representing the real characteristics of the place. On the other hand, the density of erosive processes observed when using the usual LS factor is more evenly distributed.

Despite these analyzes, the erosion density results may not be significant enough for a more in-depth analysis and for conclusions to be drawn from them alone, even because erosions are not punctual as their graphical portrayal. On the contrary, there have been identified several erosive processes that extend over large areas (both laminar and linear processes), so that, in practice, these erosions can extend over areas with different types of soil cover or slope, for example, while its representation suggests only a single class for each parameter.

Therefore, it is understood that the analysis of the location of erosive processes is best accomplished by simple visual analysis, as can be done with Figure 5, where the distribution of erosive processes on the soil loss map is shown using the simplified LS Factor.



**Figure 5.** Classified map of soil loss with spatial distribution of the erosive processes identified in the Jaú Stream Watershed using the simplified LS Factor.

Although it is not possible to verify exactly in which class the spots are located (at least in the scale used) in Figure 5, it is noticed that most regions with the highest concentration of points are also the regions with the highest soil losses in their surroundings. Besides it, the distribution of the area occupied by each class in this situation is increasing in a moderate way, which contributes to the perception that this is the most faithful representation of the study area.

It should be noted that the fidelity of both soil loss and topographic representation is of the most importance for a wide range of studies, as these elements have direct influence in the hydrological behavior of the basin. They influence the volume and speed of runoff, how it is distributed, the infiltration of water, the amount of sediment transported, how the sediment is deposited, among others.

Having a good representation of how the basin behaves in view of the various factors that interfere with it allows for different approaches. The results obtained could lead to following studies as specific as identifying which practices could be implemented in order to reduce the soil loss in specific properties, to broader approaches as how the sediment carried by the runoff of the basin influences in droughts or floods somewhere else.

In addition, Medeiros *et al.* (2016) estimated an average soil loss of  $30 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$  for the entire state of São Paulo. Lino (2010) predicted in his study that 35% of the state was subject to soil loss between 0 and  $9 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ , 50% between 9 and  $118 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ , and 15% above  $118 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ . Meanwhile, Mello *et al.* (2006), in their study of a region with soil characteristics, cover and relief similar to those of the present study, observed a considerable area with soil loss between 20 and  $50 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ . Hence, it can be noted that these values are consistent with the results obtained in the study.

## Conclusion

In all the analyzed cases, the land cover and management factor was of great importance for the final result, being also demonstrated the great relevance of the topographic factor. Natural vegetation and exposed soil were considered the land covers with the highest and lowest stability, respectively, in all situations.

As for the differences in the classifications and final maps, it was noted that the map generated by the USLE using the topographic factor called simplified creates the most comprehensive maps with the greatest approximations, with most of the study basin situated in areas with soil losses ranging from 20 to  $50 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ , or high to very high loss, depending on the scale used.

The map of the Universal Soil Loss Equation produced from the topographic factor obtained in an automated way by the SAGA software was the one that exhibited the most discrepant results, due to local variations and an extreme detailing of this factor for the area, which created soil loss results extremely high for most of the basin, with a predominance of values above 300 ton.ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup>.

It was also verified that the comparison between the soil loss obtained by the different combinations tested and the location of the erosion processes identified in the basin is better accomplished through visual analysis of the maps, and not by the numerical results, due to the nature of the erosive processes.

Finally, it was noticed that the map that seems to better characterize the basin and to be more true to reality is that generated from the USLE using the simplified topographic factor. The predominance of soil loss values ranging between 20 and 50 ton.ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup> is also consistent with the loss of soil estimated by other works in the same context.

## References

- Aiello, A., Adamo, M., Canora, F. (2015) Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy, *Catena*, **131**, 174-185. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>
- Ameri, A. A., Pourghasemi, H. R., Cerda, A. (2018) Erodibility prioritization of sub-watersheds using morphometric parameters analysis and its mapping: A comparison among TOPSIS, VIKOR, SAW, and CF multi-criteria decision making models, *Science of The Total Environment*, **613-614**, 1385-1400. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.210>
- Anache, J. A. A., Flanagan, D. C., Srivastava, A., Wendland, E. C. (2018) Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado, *Science of The Total Environment*, **622-623**, 140-151. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.257>
- Bertoni, J., Lombardi Neto, F. (1999) *Conservação do solo*, 4th ed., Ícone, São Paulo, 355 pp.
- Beskow, S., Mello, C. R., Norton, L. D., Curi, N., Viola, M. R., Avanzi, J. C. (2009) Soil Erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling, *Catena*, **79**(1), 49-59. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>
- Bohner, J., Selige, T. (2006) Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. In: Bohner, J.; Mccloy, K. R.; Strobl, J. (Eds.), *SAGA - analysis and modelling applications*, Göttinger Geographische Abhandlungen, **115**, Göttingen, Goltze, 13-28.
- Bouyoucos, G. J. (1935) The Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion, *Journal of the American Society of Agronomy*, **27**, 738-741.
- Brooks, E. S., Dobre, M., Elliot, W. J., Wu, J. Q., Boll, J. (2016) Watershed-scale evaluation of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model in the Lake Tahoe basin, *Journal of Hydrology*, **533**, 389-402. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.004>
- CBH-SJD, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São José dos Dourados (2018) *Relatório de situação dos recursos hídricos UGRHI 18 Ano base: 2017*. Access on 13 jul. 2018, available from: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhsjd/documentos>

- CEPAGRI, Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (2018) *Clima dos Municípios Paulistas: Aparecida d'Oeste*. Campinas. Access on 19 jul. 2018, available from: <https://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J. (2015) System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8, 1991-2007. doi: <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- CPTI, Cooperativa de Serviços e Pesquisas Tecnológicas e Industriais, IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (2008) *Elaboração de mapa de feições erosivas urbanas e rurais da bacia do Rio São José dos Dourados: mapa geral de pontos de erosão*, Relatório Técnico no. 295/07, dec. 2008.
- Crepani, E., Medeiros, J.S., Hernandez Filho, P., Florenzano, T.G., Duarte, V., Barbosa, C.C.F. (2001) *Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial*, INPE, São José dos Campos, 124 pp.
- Desmet, P. J. J., Govers, G. (1996) A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units, *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427-433. Access on 20 jul. 2018, available from: <http://www.jswnonline.org/content/51/5/427.short>
- Furl, C., Sharif, H., Jeong, J. (2015) Analysis and simulation of large erosion events at central Texas unit source watersheds, *Journal of Hydrology*, 527, 494-504. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.014>
- Gomes, N. M., Mello, C. R., Silva, A. M., Beskow, S. (2008) Aplicabilidade do LISEM (Limburg Soil Erosion) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(6), 2483-2492. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600025>
- Halecki, W., Kruk, E., Ryzek, M. (2018) Loss of topsoil and soil erosion by water in agricultural areas: A multi-criteria approach for various land use scenarios in the Western Carpathians using a SWAT model. *Land Use Policy*, 73, 363-372. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.041>
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2018) *Topodata, Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil* Access on 15 jun. 2018, available from: <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>
- Lima, C. G. R., Carvalho, M.P., Souza, A., Costa, N.R., Montanari, R. (2016) Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na bacia hidrográfica do Baixo São José dos Dourados, *Geociências*, 35(1), 63-76. Access on 15 jun. 2018, available from: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/8996>
- Lino, J. S. (2010) *Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul*, Master's Dissertation, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, 118 pp. doi: <https://doi.org/10.11606/D.11.2010.tde-17092010-181206>
- Machado, R. L., Carvalho, D. F., Rouws, J. R. C., Almeida, W. S., Oliveira, P. T. S. (2017) Multivariate Analysis of Erosivity Indices and Rainfall Physical Characteristics Associated with Rainfall Patterns in Rio de Janeiro, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41. doi: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160378>
- Martini, L. C. P., Uberti, A. A. A., Scheibe, L. F., Comin, J. J., Oliveira, M. A. T. (2006) Avaliação da Suscetibilidade a Processos Erosivos e Movimentos de Massa: Decisão Multicriterial Suportada em Sistemas de Informações Geográficas, *Geologia USP - Serie Científica*, 6(1), 41-52. doi: <https://doi.org/10.5327/S1519-874X2006000200004>
- Medeiros, G. O. R., Giarolla, A., Sampaio, G., Marinho, M. A. (2016) Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40. doi: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150497>
- Mello, G., Bueno, C. R. P., Pereira, G. T. (2006) Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(2), 315-322. doi: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200010>
- Moore, I. D., Grayson, R. B., Ladson, A. R. (1991) Digital Terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications, *Hydrological Processes*, 5, 3-30. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360050103>

- Moreira, M. C., Cecílio, R. A., Pinto, F. A. C., Pruski, F. F. (2006) Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o estado de São Paulo, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **30**(6), 1069-1076. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000600016>
- Nearing, M. A., Foster, G. R., Lane, L. J., Finkner, S. C. (1989) A Process-Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology, *Transactions of the ASAE*, **32**(5), 1587-1593. doi: <https://doi.org/10.13031/2013.31195>
- Nekhay, O., Arriaza, M., Boerboom, L. (2009) Evaluation of soil erosion risk using Analytic Network Process and GIS: A case study from Spanish mountain olive plantations, *Journal of Environmental Management*, **90**(10), 3091-3104. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.022>
- Oliveira, P. T. S., Wendland, E., Nearing, M. A. (2012) Rainfall erosivity in Brazil: A review, *Catena*, **100**, 139-147. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.006>
- Ozcan, A. U., Erpul, G., Basaran, M., Erdogan, H. E. (2008) Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass—Cankırı, Turkey, *Environmental Geology*, **53**, 1731-1741. doi: <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0779-6>
- Pham, T. G., Degener, J., Kappas, M. (2018) Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam, *International Soil and Water Conservation Research*, **6**(2), 99-110. doi: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>
- Ribeiro, F. L., Campos, S. (2007) Vulnerabilidade à erosão do solo da Região do Alto Rio Pardo, Pardinho, SP, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **11**(6), 628-636. doi: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000600012>
- Rossi, M. (2017) Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado, Instituto Florestal, São Paulo, 118pp.
- Ruthes, J. M., Tomazoni, J. C., Guimarães, E., Gomes, T. C. (2012) Uso de Sistema de Informação Geográfica na determinação do Fator Topográfico da Bacia do Rio Catorze, Sudoeste do PR, *Revista Brasileira de Geografia Física*, **5**(5), 1099-1109.
- Salomão, F. X. T. (1999) Controle e prevenção de processos erosivos. In: Guerra, A. J. T.; Silva, A. S.; Botelho R. G. M. (Eds), *Erosão e conservação dos solos*, Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 229-267.
- Silva, W. G., Machado, V. M., Chagas, M. V. S., Flores, W. M. F. (2016) Susceptibilidade a erosão utilizando o processo de análise hierárquica (AHP) e sistema de informação geográfica, *Cerrado Agrociências*, **7**, 66-78. Access on 11 dec. 2018, available from: <https://revistas.unipam.edu.br/index.php/cerradoagrociencias/issue/view/77>
- Starkloff, T., Stolte, J. (2014) Applied comparison of the erosion risk models EROSION 3D and LISEM for a small catchment in Norway, *Catena*, **118**, 154-167. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.02.004>
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978) *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*, Agriculture Handbook no. 537, USDA, Washington, 60 pp.
- Zachar, D. (1982) *Soil erosion*, Elsevier, New York.
- Zhang, S., Fan, W., Li, Y., Yi, Y. (2017) The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed, *Science of The Total Environment*, **574**, 34-45. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.024>

# REVISTA AIDIS

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

## GESTÃO E HIERARQUIZAÇÃO DE ROTAS TECNOLOGICAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS. UM ESTUDO DE CASO DO BRASIL

Maria Odete Holanda Mariano<sup>1</sup>  
\* Alison de Souza Norberto<sup>1</sup>  
Fernando Henrique Ferreira de Alves Melo<sup>1</sup>

### MANAGEMENT AND HIERARCHIZATION OF TECHNOLOGICAL ROUTES OF URBAN SOLID WASTE - A CASE STUDY IN BRAZIL

Recibido el 28 de febrero de 2019; Aceptado el 18 de febrero de 2020

#### Abstract

*En Brasil, la eliminación se lleva a cabo principalmente a través de prácticas inadecuadas, lo que conduce a daños ambientales, dado el poder de contaminación de los residuos sólidos que eventualmente difunden la contaminación del suelo, los recursos hídricos, la proliferación de aire y vectores, generando así varios problemas de salud pública. Ante este escenario, las autoridades brasileñas preocupadas por estos riesgos, promulgaron la Ley N° 12.305 / 2010 que discute la Política Nacional de Residuos Sólidos (PNRS), cuyo objetivo es prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, proponiendo hábitos. Herramientas e instrumentos sostenibles para aumentar el reciclaje y la reutilización de los residuos sólidos y la eliminación adecuada de los residuos. Con base en el PNRS y centrándose en el escenario de los municipios de Agreste Pernambucano, y de esta forma se estudiaron los estándares ambientales para la disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU), el modelo de gestión de RSU y el uso de una herramienta de apoyo a la decisión aplicada a los municipios de: Agrestina, Altinho, Bonito, Belém de Maria y Lagoa dos Gatos, que forman parte de COMAGSUL - Consorcio de los Municipios de Agreste y Mata Sul. Para este propósito, se utilizó la herramienta IST Versión 1.0 2013. permitir la jerarquía de rutas tecnológicas de tratamiento y destino final de los residuos, además del análisis comparativo con la gestión adoptada en Brasil y para el estado de Pernambuco. El uso de la herramienta resultó en la indicación de tres rutas tecnológicas con alto índice de sostenibilidad ambiental por parte de la herramienta IST.*

**Keywords:** solid waste, management, PNRS, applied decision tool, technological routes.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal de Pernambuco, Campus Acadêmico do Agrste. Rodovia BR 104 KM 59 s/n, Sítio Juriti, Nova Caruaru, 55002970 - Caruaru, PE – Brasil. Brasil. Email: [alison\\_norberto@hotmail.com](mailto:alison_norberto@hotmail.com)

## Resumo

No Brasil, a disposição em sua maioria é realizada através de práticas inadequadas, o que leva a prejuízo ambiental, visto o poder de contaminação dos resíduos sólidos que acabam por disseminar a contaminação do solo, de recursos hídricos, do ar e proliferação de vetores, gerando, portanto, diversos problemas de saúde pública. Diante deste cenário, as autoridades brasileiras preocupadas com estes riscos, promulgaram a Lei nº 12.305/2010 que discorre sobre a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), e que tem como intuito a prevenção e a redução da geração dos resíduos sólidos, propondo hábitos sustentáveis e instrumentos para elevar a reciclagem e reaproveitamento dos resíduos sólidos e destinação adequada dos rejeitos. Baseado na PNRS e com enfoque para o cenário dos municípios do Agreste Pernambucano, e assim, atender as normas ambientais de disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), estudou-se o modelo de gerenciamento de RSU e a utilização de uma ferramenta de apoio à decisão aplicada para os municípios de: Agrestina, Altinho, Bonito, Belém de Maria e Lagoa dos Gatos, que fazem parte do COMAGSUL - Consórcio dos Municípios do Agreste e Mata Sul. Nesse intuito, utilizou-se a ferramenta IST Versão 1.0 de 2013 para possibilitar a hierarquização de rotas tecnológicas de tratamento e destino final dos resíduos, além da análise comparativa com a gestão adotada no Brasil e para o estado de Pernambuco. A utilização da ferramenta produziu como resultado final a indicação de três rotas tecnológicas com elevado índice de sustentabilidade ambiental pela ferramenta IST.

**Palavras chave:** resíduos sólidos, gerenciamento, PNRS, ferramenta de decisão aplicada, rotas tecnológicas.

---

## Introdução

A geração de resíduos sólidos está diretamente correlacionada ao modo de vida, crescimento populacional e padrões de consumo. Sua capacidade de transformação em larga escala, devido ao alto poder de contaminação, faz desse material um dos potenciais problemas da sociedade moderna (Philippi Jr., 2004).

Segundo Neto (2013) fatores como: o aumento da expectativa de vida da população, a intensa urbanização e o surgimento de novas tecnologias, viabilizam a produção exponencial de bens de consumo, sobretudo os não duráveis e propiciam o aporte na produção de imensas quantidades de resíduos, desafiando o poder público em sua capacidade de resolução do problema.

Considerando o alto impacto causado pelos resíduos, torna-se imprescindível a discussão ampla na sociedade sobre seu tratamento e destinação final, abordando os aspectos tecnológicos, econômicos, sociais, políticos e ambientais, levando em consideração as diversas alternativas tecnológicas existentes e considerando, sobretudo, as regionalidades de cada local, a valorização econômica dos materiais e sua valorização energética quando viável (Gusmão *et al.*, 2016).

No Brasil, 70% dos municípios possuem contingentes populacionais inferiores a 20.000 habitantes. Nesses locais a ausência de legislações atualizadas e marcos de referência institucionais e políticos, bem como instrumentos de financiamento, compõe o retrato do gerenciamento dos resíduos. Destaca-se a inclusão informal de parcela considerável da população, marginalizada do processo econômico e produtivo, realizando o processo de catação



dos resíduos sólidos, não sendo rara a presença de crianças e adultos em lixões, sem qualquer respaldo do poder público constituído (Jardim, 2012).

Os problemas dos municípios de pequeno porte são estruturais. Arrecadação insuficiente, restrições orçamentárias capazes de viabilizar a coleta, tratamento e a disposição final, e a estrutura administrativa reduzida, por vezes incapazes tecnicamente, compõem uma situação comum e grave na promoção do gerenciamento apropriado dos resíduos (Fialho, 2011).

Para Tchobanoglous (2002) o mecanismo utilizado mundialmente para mitigar os impactos causados pelos resíduos é o gerenciamento integrado. Essa estrutura operacional de gestão adota diversas técnicas para o manejo dos distintos elementos no fluxo de materiais. Os elementos fundamentais são avaliados e utilizados, e todas as suas interfaces e conexões são consideradas para se conseguir a solução mais eficaz e econômica.

Os representantes municipais ao se depararem com a quantidade de resíduos gerada em seu território e frente à necessidade de soluções práticas e imediatas, acabam adotando medidas desprovidas de análises técnicas, considerando principalmente a questão financeira para implementar novos mecanismos para o gerenciamento dos resíduos (Mersoni; Reichert, 2015). Contudo, ainda existem pontos a serem esclarecidos sobre o melhor modo de gerenciamento municipal. Sistemas hierarquizados e predefinidos, como regra adequada para todas as situações, baseados na redução na origem; reaproveitamento e reciclagem; tratamento e disposição final, por exemplo, não são necessariamente suficientes ou adequados por si só, já que existe a possibilidade de não contemplarem todo o fluxo em uma determinada cidade ou região (Melo, 2015).

Segundo Lima *et al.* (2013) a problemática da tomada de decisão é caracterizada por um número crescente de alternativas e critérios, posto que os decisores necessitam selecionar, ordenar, classificar ou ainda descrever com detalhes as alternativas tecnológicas disponíveis, considerando múltiplos critérios.

A utilização somente da hierarquização nesses moldes, não permite o estabelecimento de um sistema otimizado capaz de ser replicado, pois não está claro ainda, como um sistema municipal de gerenciamento de resíduos sólidos pode ser desenvolvido de modo que seja integrado e sustentável. Nesse contexto, observam-se as ferramentas adequadas e eficazes para tomada de decisão, na adoção de soluções de gerenciamento junto aos gestores públicos, uma vez que o despreparo técnico e gerencial dos administradores e a falta de metodologia que possibilite o auxílio à tomada de decisão são regras (Reichert, 2013).

Este trabalho apresenta os resultados da tese de Melo (2015), a qual utilizou como estudo de caso cinco municípios brasileiros que depositavam resíduos em lixões, e passaram a destinar seus

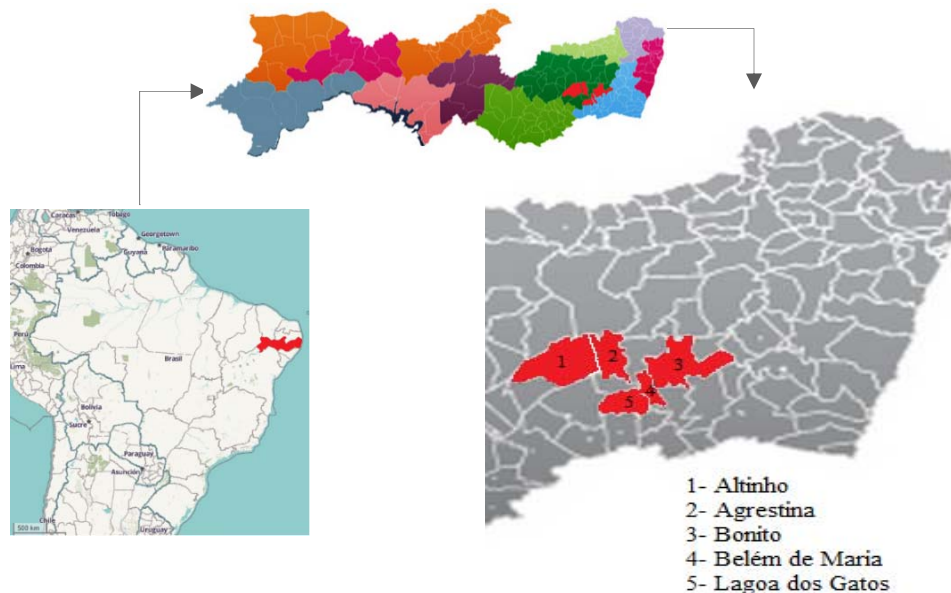
resíduos a um aterro sanitário localizado na cidade de Altinho. Através da utilização de uma ferramenta de apoio à decisão foi possível a obtenção de cenários com tecnologias de tratamento e disposição final de RSU que atendam a realidade daquelas localidades, com base nas informações de estruturas adquiridas, além da composição gravimétrica dos resíduos.

## Material e métodos

### Caracterização da área de estudo

A geração de resíduos sólidos está diretamente correlacionada ao modo de vida da região geradora dos resíduos. A região estudada é composta de cinco municípios de pequeno porte, quatro deles localizados na Região de Desenvolvimento (RD) do Agreste Central (Agrestina, Altinho, Lagoa dos Gatos e Bonito) e um na RD Mata Sul (Belém de Maria), todos situados no estado de Pernambuco (Figura 1). Os municípios apresentam baixo grau de desenvolvimento econômico, com média populacional de aproximadamente 22,600.6 habitantes, segundo estimativas do IBGE para o ano de 2014. O município de Belém de Maria apresenta-se como o menos populoso, com uma população de 11,777 habitantes; já o mais populoso é o município de Bonito com 38,278 habitantes.

Estes municípios fazem parte do COMAGSUL- Consórcio dos Municípios do Agreste e Mata Sul, regidos pela resolução nº14/2013 Estatuto Social, publicado no diário oficial do estado de Pernambuco nº29, pág. 29 de 12 de fevereiro de 2014. E depositam seus RSU no aterro sanitário localizado no município de Altinho.



**Figura 1.** Localização dos municípios consorciados que depositam resíduos no aterro do COMAGSUL. Fonte: BDE (2015).

Os municípios de Altinho, Agrestina, Bonito, Belém de Maria e Lagoa dos Gatos apresentam a economia fundamentada nos serviços, seguido pela indústria e agropecuária. Vale destacar o potencial de confecções familiares de pequeno porte, sobretudo nos municípios de Altinho, Agrestina, Belém de Maria e Lagoa dos Gatos, que se apresentam como suporte a grandes centros de confecção da região, como Caruaru. A disposição final de resíduos sólidos dos municípios é realizada no local onde atualmente encontra-se o aterro sanitário de Altinho/Agrestina, o “Sítio Juá” 8°28’27.69” S; 36°00’26.67” O no município de Altinho.

Inicialmente o local possuía características de um lixão, onde os resíduos eram dispostos a céu aberto, com a presença de catadores vivendo e trabalhando no local. A partir dessa situação a comarca de Altinho, por meio da promotoria de justiça moveu uma ação judicial, visando a extinção do lixão e regularização da área como aterro sanitário. A ação previa, dentre outras coisas: a instalação de um aterro sanitário, a retirada da população que residia no local, a recuperação da área, dentre outras medidas exigidas pela Lei nº 12.305/2010.

#### Análise dos indicadores sociais, econômicos e ambientais dos municípios

O município de Altinho apresenta clima tropical e bioma caatinga. A economia local está dividida setorialmente da seguinte forma: 4.77% do valor adicionado bruto vem da Agropecuária; 14.04% da Indústria; 81.18% de serviços, desse montante 52.15% advém da administração pública. A geração de resíduos sólidos per capita foi de 0.61 kg/hab/dia, com geração total de 8.320 ton (SEMAS, 2012; IBGE, 2010; BDE, 2015).

Os municípios de Altinho, Agrestina, Belém de Maria, Bonito e Lagoa dos Gatos, apresentam dados característicos de municípios com baixo desenvolvimento socioeconômico, como mostrado na Tabela 1.

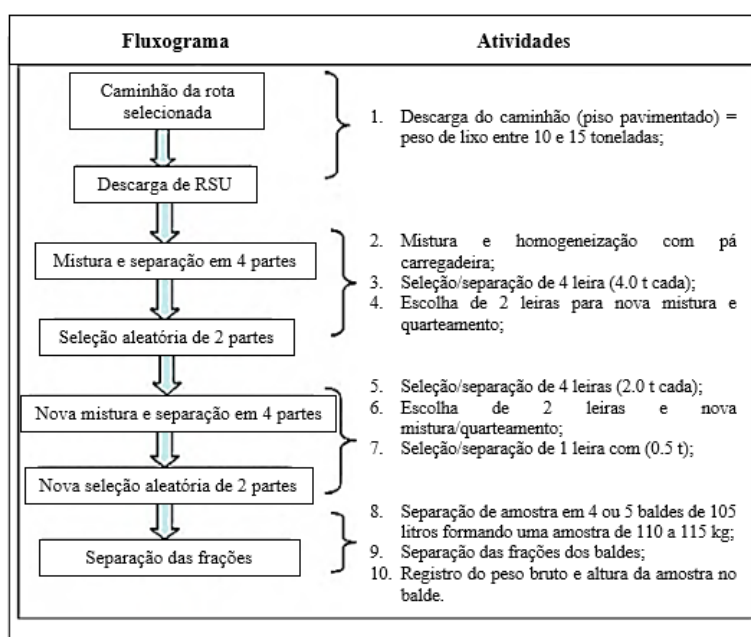
**Tabela 1.** Indicadores sociais, econômicos e ambientais dos municípios que depositam resíduos sólidos no aterro do COMAGSUL.

Indicadores	Agrestina	Altinho	Bonito	Lagoa dos Gatos	Belém de Maria
Área da unidade territorial (km <sup>2</sup> )	200.581	452.523	395.613	224.947	75.141
População estimada 2014 (IBGE, 2010)	24,052	22,865	38,122	16,131	11,833
IDH – Índice de desenvolvimento humano (PNUD, 2010)	0.592	0.598	0.561	0.551	0.578
PIB per capita a preços correntes – 2012 (R\$)	6,427.57	5,158.35	6,385.69	4,943.30	4,764.60
Densidade demográfica (hab./km <sup>2</sup> )	119.91	50.52	96.36	71.71	157.47
Geração per capita (SEMAS, 2012) (kg/hab/dia)	0.39	1.04	0.61	1.22	0.71
Geração de Resíduos 2012 (t)	3,284.58	8,519.36	8,320.65	6,746.30	2,971.93
Compostáveis (%) (SEMAS, 2012)	58.31	58.31	58.31	58.31	62.55
Geração de Resíduos Compostáveis 2012 (t)	1,915	4,968	4,852	3,934	1,859
Recicláveis (%)	25.24	25.24	25.24	25.24	17.86
Geração de Resíduos Recicláveis 2012 (t)	829	2150	2100	1703	531
Rejeitos (%)	16.46	16.46	16.46	16.46	19.59
Geração de Rejeitos 2012 (t)	541	1402	1370	1110	582

Fonte: IBGE (2010); SEMAS (2012).

### Amostragem e coleta dos resíduos

A composição gravimétrica foi realizada com base na metodologia portuguesa, Portaria nº 851/2009 utilizada pela Comunidade Econômica Europeia (CEE). A metodologia é eficaz na identificação do potencial de aproveitamento dos materiais para fins de reciclagem, aproveitamento e energia. Assim, os resíduos foram coletados imediatamente após o descarrego, seguindo metodologia de quarteamento descrita em Mariano *et al.* (2007) conforme apresentado na Figura 2. O procedimento foi aplicado a um veículo coletor de cada município participante do aterro COMAGSUL.



**Figura 2.** Fluxograma da metodologia de caracterização dos resíduos por quarteamento. Fonte: Mariano *et al.* (2007).

Após o quarteamento, foi retirada uma fração de resíduos para análise físico-química. Esta amostra foi utilizada para determinação do teor de umidade inicial das amostras, pH, condutividade elétrica e determinação de sólidos voláteis.

### Ferramenta de apoio a decisão Índice de Sustentabilidade Tecnológica (IST)

Para definir as possíveis rotas tecnológicas de tratamento e disposição final, foram estudadas seis opções de tecnologias (aterro sem aproveitamento energético, aterro com aproveitamento energético, central de triagem, central de compostagem, digestão anaeróbia com aproveitamento energético e incineração com aproveitamento energético). As rotas tecnológicas são utilizadas na ferramenta de apoio à decisão ISW 1.0 e visam identificar as tecnologias que poderão participar do tratamento dos RSU.

Para a determinação das rotas, o software denominado Índice de Sustentabilidade Tecnológica-IST- Versão 1.0 foi desenvolvido no âmbito do projeto de pesquisa “Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Japão e Estados Unidos”, desenvolvido pela Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco – FADE e mais 63 consultores espalhados pelas diversas regiões do país e alguns países do mundo.

A ferramenta tem como objetivo facilitar a utilização do índice de sustentabilidade ambiental – IST, formulada em fevereiro de 2014, concebido para servir como ferramenta de apoio a decisão das soluções das tecnologias a serem utilizadas em rotas de tratamento de RSU.

Para implementação da ferramenta, foi realizado a formulação de um algoritmo com uma sequência lógica, finita e definida de instruções necessárias visando direcionar na complexidade da formulação do problema até a determinação da condição verificada que consta no manual técnico do usuário (FADE/UFPE, 2014).

O algoritmo apresenta-se dividido em cinco módulos sequencias, considerando sugestões de rotas tecnológicas, observando inicialmente cinco opções de tecnologias: aterro sem aproveitamento energético, aterro com aproveitamento energético, central de triagem, central de compostagem e digestão anaeróbia com aproveitamento energético. Outras tecnologias de tratamento não são utilizadas neste programa, considerando a inexistência de dados para avaliação, recursos disponíveis no município para o gerenciamento dos resíduos e a baixa utilização no país. Além disso, a ferramenta viabiliza a exclusão de tecnologias.

A ferramenta foi dividida em módulos para a facilitação da entrada de dados: módulo de inicialização, inserção das características dos RSU e cálculo do índice de sustentabilidade tecnológica (IST). O IST é composto pelos sub-índices Ambiental (AM), Econômico (EC) e Social (SO), sendo cada sub-índice composto por oito indicadores, totalizando 24 indicadores para a composição do IST. A Tabela 2 apresenta as faixas de IST e sua classificação.

**Tabela 2.** Faixas de Classificação do IST.

Faixas	Classificação
0.9 a 1	Excelente
0.8 a 0.9	Muito bom
0.7 a 0.8	Bom
0.6 a 0.7	Regular
0.5 a 0.6	Tolerável
0.4 a 0.5	Ruim
<0.4	Muito ruim

Fonte: Coelho (2011).

O método Mín-Máx permite que os indicadores sejam convertidos para valores entre zero e um a partir de valores máximos e mínimos de referência (*benchmarks*), sendo assim, permitirá a normalização utilizando-se duas equações: uma aplicada quando um aumento do valor do indicador atua favoravelmente ao crescimento do índice, e outra utilizada na normalização de indicadores cujo aumento de seu valor reduz o valor do índice (Equações 1 e 2).

$$q = \frac{x_{\text{variável}} - \text{mín}}{\text{máx} - \text{mín}} \quad \text{Equação (1)}$$

$$q = 1 - \left( \frac{x_{\text{variável}} - \text{mín}}{\text{máx} - \text{mín}} \right) \quad \text{Equação (2)}$$

No qual:

q: valor normalizado do indicador;

$x_{\text{variável}}$ : indicador não normalizado;

mín: valor do benchmark inferior (valor mínimo);

máx: valor do benchmark superior (valor máximo).

A formulação matemática do índice agregará os indicadores na combinação para o cálculo final do IST. Assim sendo, serão usados o Somatório e o Produto (Equações 3 e 4).

$$IST = \sum_{i=1}^n w_i q_i \quad \text{Equação (3)}$$

$$IST = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad \text{Equação (4)}$$

No qual:

$w_i$ : peso atribuído a cada indicador cujo somatório é igual a 1;

$q_i$ : valor normalizado do indicador;

i: indicador de desempenho ambiental da tecnologia de tratamento de resíduos sólidos incluído no índice;

n: número total de indicadores do índice

Assim, após a análise da ferramenta, considerando os aspectos socioeconômicos, ambientais e de políticas públicas, o usuário da ferramenta poderá realizar conclusões que enfatizem a melhor tecnologia a ser aplicada para o município ou a melhoria da tecnologia utilizada no cenário atual. São apresentadas nas Figura 3 e 4 a forma ilustrativa da metodologia de aplicação do algoritmo preliminar da ferramenta de decisão.

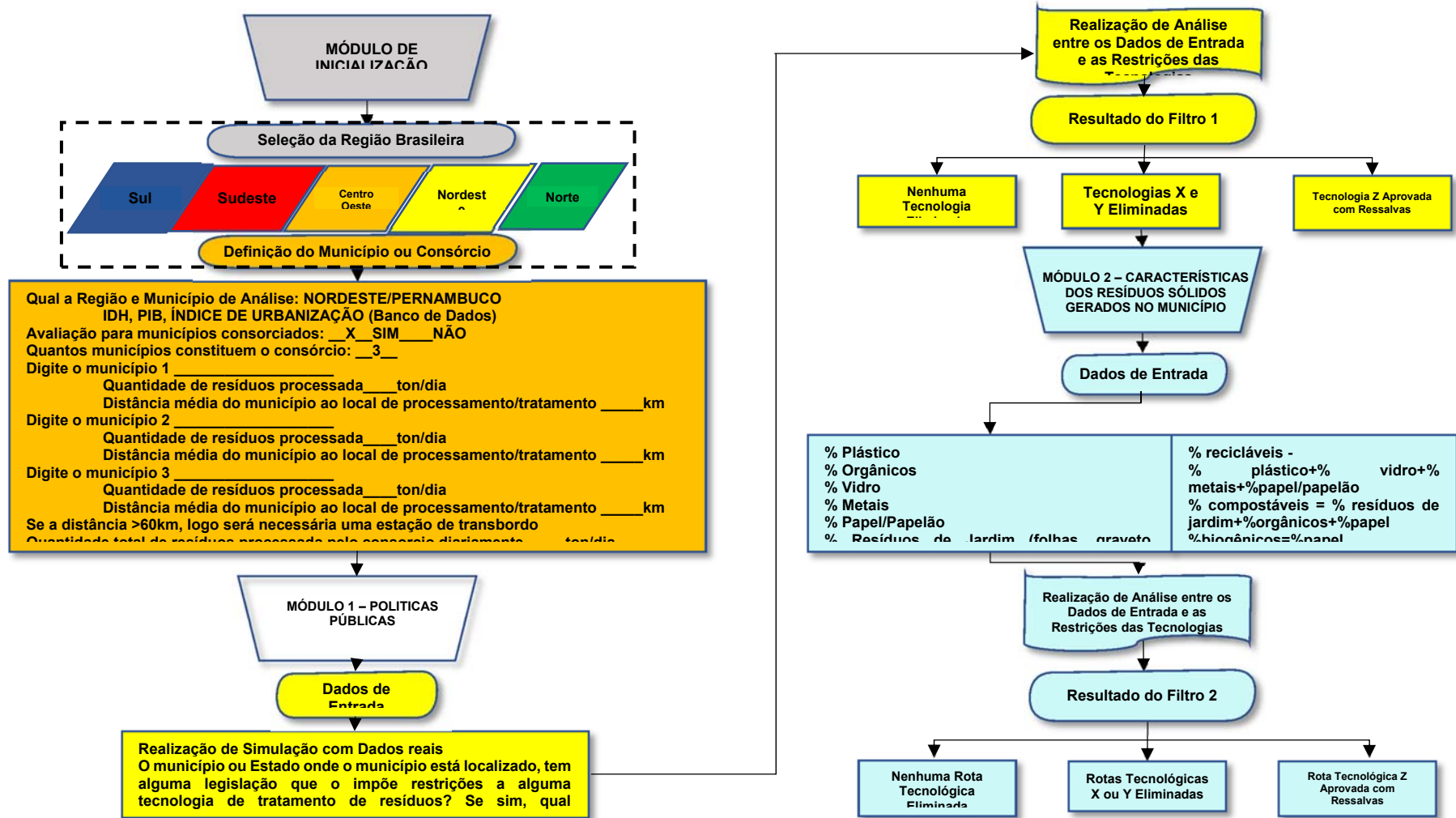


Figura 3. Parte 1 do algoritmo preliminar da ferramenta de apoio a decisão. Fonte: Firmo et al. (2012).

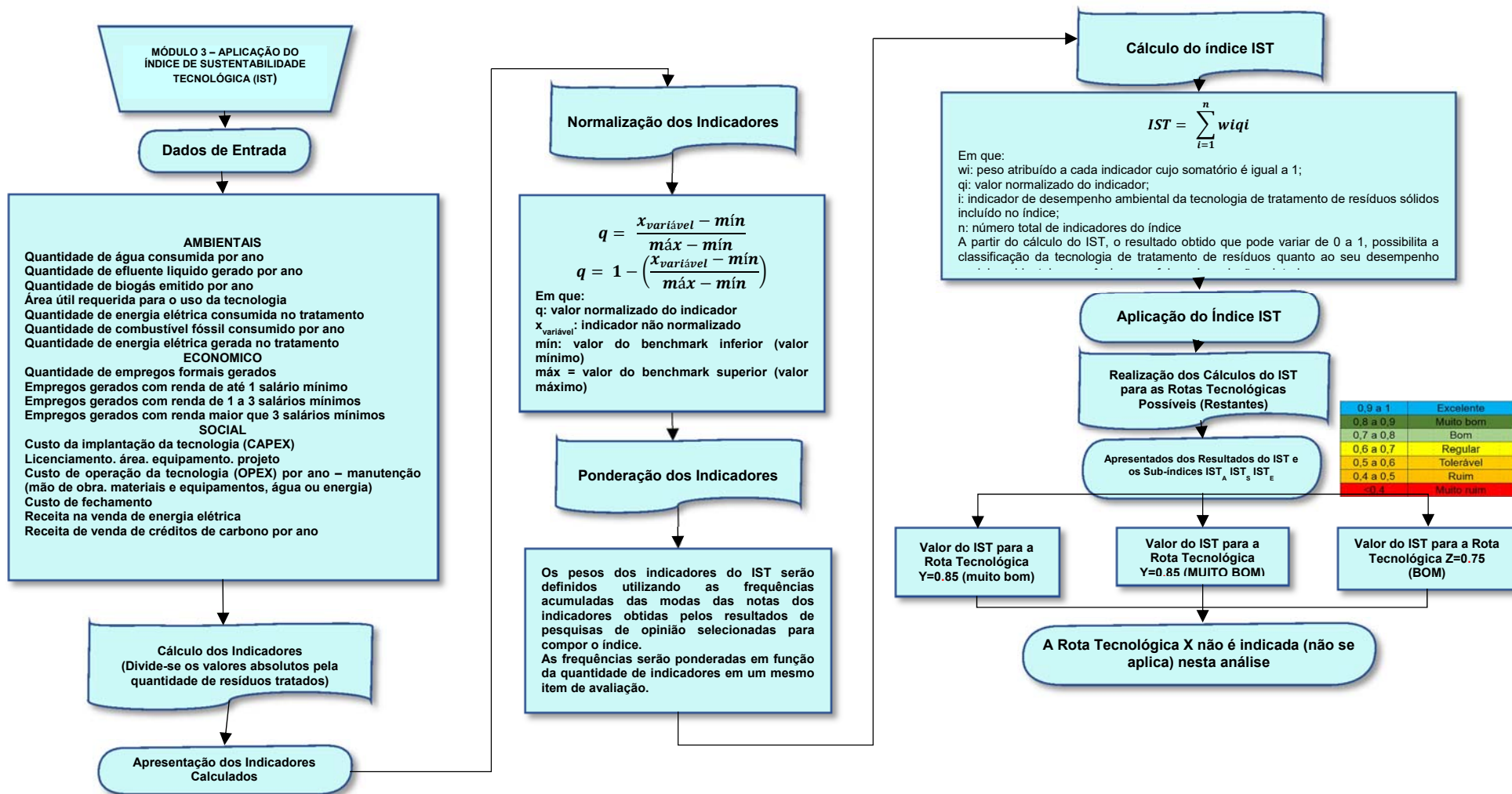


Figura 3. Parte 2 do algoritmo preliminar da ferramenta de apoio a decisão. Fonte: Firmo et al. (2012).

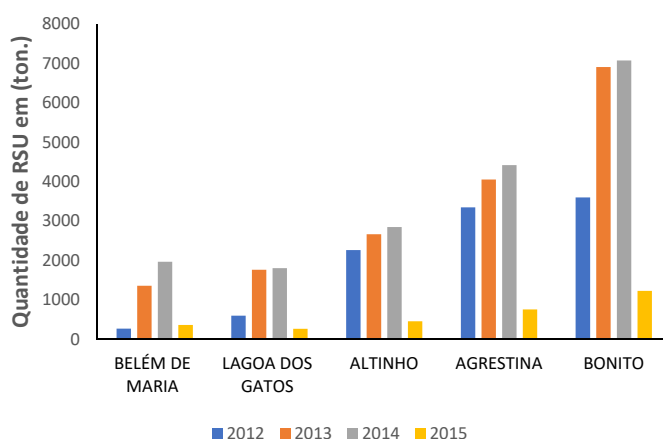


## Resultados e discussão

Os resultados apresentados nesta pesquisa compõem parte da pesquisa de mestrado desenvolvida por Melo (2015).

### Geração per capita e geração anual de resíduos

Foi observado a partir de dados coletados *in loco* no aterro do COMAGSUL que, entre janeiro de 2012 e fevereiro de 2015 que foram depositadas 48,040.046 toneladas de RSU. A Figura 5 apresenta os resultados obtidos de acordo com os respectivos municípios integrantes.



**Figura 5.** Quantidade de RSU dispostos no aterro sanitário do COMAGSUL entre os anos de 2012, 2013, 2014 e janeiro/ fevereiro de 2015. *Fonte: (Melo, 2015).*

Os resultados referentes à geração per capita de resíduos demonstraram que todos os cinco municípios que depositam resíduos no aterro sanitário do COMAGSUL apresentaram uma geração média per capita de 0.441 kg/habitante.dia<sup>-1</sup>. A Tabela 3 apresenta os resultados de geração *per capita* de cada município no ano de 2014.

**Tabela 3.** Quantidade de RSU dispostas no aterro do COMAGSUL em 2014 e geração per capita.

Municípios	Quantidade mensal de RSU média em 2014 (toneladas)	Quantidade de RSU segundo PERS (kg/dia)	População atendida nos municípios do consórcio do aterro (habitantes)	Geração média de RSU per capita em kg/habitante.dia <sup>-1</sup>
Agrestina	367.95	12,265.2	22,679	0.541
Altinho	240.9	8,030.1	22,865	0.351
Bonito	588.19	19,606.4	37,566	0.522
Belém de Maria	157.94	5,264.6	11,353	0.464
Lagoa dos Gatos	152.25	5,074.9	15,615	0.325
TOTAL	1,507.23	50,241	110,078	0.441

*Fonte: (Melo, 2015).*

### Composição gravimétrica dos resíduos

No que concerne aos ensaios de composição gravimétrica, foram coletados 1138 kg de RSU dos municípios de Altinho, Agrestina, Belém de Maria, Bonito e Lagoa dos Gatos. Os resíduos coletados apresentaram maior predominância do componente orgânico, este resultado pode ser decorrente dos baixos graus de desenvolvimento econômico observados nos municípios. A Tabela 4 apresenta de forma detalhada os resultados de composição gravimétrica dos resíduos depositados no aterro sanitário de cada município consorciado.

**Tabela 4.** Composição gravimétrica dos RSU dos municípios do COMAGSUL.

Classes de resíduos	Bonito	Agrestina	Belém de Maria	Altinho	Lagoa dos Gatos
Madeira/coco	6.6%	7.9%	5.7%	0.6%	8.7%
Compósitos	1.8%	0.7%	3.5%	2.1%	2.0%
Resíduos de Jardim	1.1%	2.7%	2.5%	2.3%	2.4%
Metais	1.5%	0.7%	0.2%	2.2%	1.2%
Bio resíduos (orgânicos)	28.8%	30.2%	31.7%	24.5%	42.7%
Outros (resíduos não identificados)	14.9%	17.5%	11.2%	5.8%	5.0%
Papel/cartão	7.7%	7.5%	7.8%	5.3%	4.1%
Resíduos perigosos	1.0%	0.6%	0.4%	0.4%	0.9%
Plástico	18.9%	14.1%	21.1%	24.3%	15.0%
Têxteis/Sanitários	10.1%	9.1%	11.4%	22.2%	13.4%
Têxteis	6.6%	7.6%	4.2%	8.0%	4.0%
Vidro	1.0%	1.5%	0.4%	2.3%	0.7%

Fonte: (Melo, 2015).

### Caracterização Físico-Química

Nesse estudo a umidade foi realizada para resíduos in natura logo após o descarregamento e apresentou um percentual de 38.31%. Firmo (2013), ao realizar esta análise em resíduos novos na Região Metropolitana do Recife, em um período chuvoso, encontrou um percentual de 70%. Tchobanoglous *et al.* (1993) afirmam que resíduos em estado de biodegradação apresentam faixa de umidade entre 15 e 40 %, e neste sentido, observa-se que a umidade se encontrava dentro da faixa estipulada pela literatura para a biodegradação.

O teor de Sólidos Voláteis (SV) obtidos para os RSU do aterro sanitário do COMAGSUL, apresentaram-se acima de 59%, semelhantes ao descrito Machado *et al.* (2009) que quantificou o SV em resíduos recém-chegados ao aterro em 53.42%.

Os aspectos de condutividade elétrica e pH são parâmetros que influenciam diretamente na capacidade de biodegradabilidade da matéria orgânica dos resíduos (Firmo, 2013, apud Pohland; Harper, 1985; Schalch, 1992). O pH obtido para os resíduos sólidos do aterro sanitário do COMAGSUL a 25°C apresentou um resultado de 4.86. Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), a faixa ótima de pH para o crescimento bacteriano está compreendido entre 6.5 e 7.5.

Segundo McCarty (1964, apud Alcântara, 2007), valores de pH abaixo de 6.2 inibem fortemente a atividade das metanogênicas. Além disso, valores entre 4.5 e 5.0 podem inibir, também, a atividade dos microrganismos fermentativos. Logo, pode-se afirmar que o pH encontrado no COMAGSUL está inibindo a atividade dos microrganismos.

A condutividade é fundamental para a compreensão da fase de estabilização da matéria orgânica dos resíduos. Soluções de compostos inorgânicos são bons condutores, enquanto as de compostos orgânicos são mal condutores de corrente elétrica. O valor obtido no aterro sanitário do COMAGSUL coloca os resíduos em uma fase de transição, visto que a 25°C obteve-se uma condutividade elétrica de 2457 uS/cm.

#### Cenários obtidos com a ferramenta de apoio a decisão

Para a realização dos cenários, foram realizadas simulações utilizando os dados de composição gravimétrica realizada no aterro de Altinho. A ferramenta de apoio utilizada neste estudo considera como fatores que influenciam na instalação de uma unidade de transbordo, além da distância entre o centro gerador de resíduos de cada município, a composição gravimétrica dos resíduos e a quantidade de resíduos gerados até a instalação de disposição final.

Em relação à distância do centro de massa e a instalação de tratamento, o município de Bonito localiza-se a 30 km, seguido de Belém de Maria 26 km, Lagoa dos Gatos 24 km, Agrestina 7.2 km e Altinho a 5 km. A ferramenta considerou desnecessária uma estação de transbordo para os municípios de Altinho, Belém de Maria, Bonito e Lagoa dos Gatos e inadequada para Agrestina, conforme apresentado na Tabela 5. Ao tratar a tecnologia como desnecessária, a ferramenta atribui que sua implementação é uma extrapolação da utilização das tecnologias, uma vez que, apesar da distância ser acima de 20 km, a quantidade de resíduos destes municípios é pequena, o que não justifica financeira e operacionalmente uma instalação deste tipo. Quando a ferramenta atribui para alguma tecnologia o termo inadequado, está indicando que esta opção tecnológica será obrigatoriamente excluída dos cálculos dos índices e sub-índices (ambiental, econômico e social), esse fato ocorreu pois o aterro localiza-se na cidade de Agrestina, sendo eliminada a necessidade de análise de transbordo em casos assim.

**Tabela 5.** Resultado da ferramenta para a necessidade de uma estação de transbordo (*Software IST 1.0, 2013*).

Cidade	Transbordo
Agrestina	Inadequado
Altinho	Transbordo desnecessário
Belém de Maria	Transbordo desnecessário
Bonito	Transbordo desnecessário
Lagoa dos Gatos	Transbordo desnecessário

Fonte: (Melo, 2015).

### Análises das tecnologias

A Tabela 6, apresenta os resultados dos sub-índices calculados de cada tipo de tecnologia estudada como forma de tratamento dos resíduos sólidos que são depositados no aterro sanitário.

**Tabela 6.** Sub-índices calculados (*Software IST 1.0, 2013*).

Sub-índice	Sigla	Compostagem	Digestão Anaeróbia com Aproveitamento Energético	Aterro Sanitário sem aproveitamento energético	Aterro Sanitário com aproveitamento energético	Incineração com aproveitamento energético	Central de Triagem	Estação de Transbordo
Ambiental	AM	0.961	0.917	0.606	1.008	0.563	0.987	0.952
Econômico	EC	0.775	0.768	0.901	1.028	0.513	0.934	0.995
Social	SO	0.514	0.293	0.411	0.386	0.130	0.859	0.577

Fonte: (Melo, 2015).

A tabela 7, mostra a classificação dos sub-índices por tecnologia levando em consideração a classificação do IST, podendo atribuir conceitos a cada tecnologia.

**Tabela 7.** Faixa de classificação dos sub-índices por tecnologia baseada na faixa de classificação do IST.

Sub-índice	Sigla	Compostagem	Digestão Anaeróbia com Aproveitamento Energético	Aterro Sanitário sem aproveitamento energético	Aterro Sanitário com aproveitamento energético	Incineração com aproveitamento energético	Central de Triagem	Estação de Transbordo
Ambiental	AM	Excelente	Excelente	Regular	Excelente	Tolerável	Excelente	Excelente
Econômico	EC	Bom	Bom	Excelente	Excelente	Tolerável	Excelente	Excelente
Social	SO	Tolerável	Muito Ruim	Ruim	Muito Ruim	Muito Ruim	Bom	Tolerável

Fonte: (Melo, 2015).

Com a utilização dos critérios acima descritos e em função das características dos resíduos sólidos dos municípios que depositam no aterro sanitários do COMAGSUL, a ferramenta considerou que as tecnologias de compostagem, aterro sem aproveitamento energético e central de triagem adequadas para o consórcio, isto corresponde à metade (50%) das tecnologias disponíveis no programa.

As tecnologias restantes foram consideradas inadequadas: digestão anaeróbia com aproveitamento energético, aterro com aproveitamento energético e incineração com aproveitamento energético.

### Rotas tecnológicas

Para o cálculo das rotas tecnológicas possíveis para o COMAGSUL, foi utilizado o valor do índice de Sustentabilidade Tecnológica (IST) para as tecnologias adequadas (central de triagem, compostagem e aterro sanitário sem recuperação energética). Estas rotas tecnológicas foram obtidas considerando o cenário com coleta indiferenciada dos RSU.

A ferramenta de apoio a decisão apresentou ao final da simulação cinco rotas tecnológicas possíveis conforme apresentadas na Tabela 8.

**Tabela 8.** Rotas sugeridas pela ferramenta com o benchmark preliminar (*Software IST 1.0, 2013*).

Rota Tecnológica	IST	Tecnologias
Rota 1	0.74	Aterro Sanitário
Rota 2	0.58	Centra de Triagem
Rota 3	0.58	Central de Triagem Compostagem Aterro Sanitário
Rota 4	0.58	Central de Triagem Aterro Sanitário
Rota 5	0.58	Central de Triagem Compostagem

Fonte: (Melo, 2015).

A rota tecnológica com maior valor de IST foi a do aterro sanitário sem aproveitamento energético. Esta rota é justificada pela pequena quantidade de resíduos e a existência de baixo teor de matéria orgânica, além disso a grande quantidade de rejeitos favorece o estabelecimento de aterros sanitários sem aproveitamento energético no Brasil. Além disso o porte socioeconômico dos municípios analisados também favorece a instalação dessa tecnologia, bastante difundida no país. Apesar de ter sido a rota tecnológica com maior IST é importante salientar que a mesma não representa uma priorização dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos e considera que todo resíduo é rejeito.

Segundo Brito (2013), apesar de no Brasil existir uma dependência da deposição dos RSU em aterros, já existem políticas de valorização que indicam o uso da reciclagem e da compostagem, visto a importância do retorno dos materiais, visando mitigar os impactos ambientais. Assim, a composição da compostagem nos fluxogramas após o descarte dos resíduos em centrais de triagem é de extrema importância para a composição da rota tecnológica.

## Conclusão

Para a escolha de qualquer tecnologia e rota tecnológica são necessários estudos mais aprofundados de geração e composição gravimétrica dos resíduos. A utilização de ferramentas de apoio à decisão é bastante útil para apresentar as tecnologias e os possíveis indicadores ambientais, econômicos e sociais, porém sempre é necessário correlacionar as tecnologias apresentadas pela ferramenta com os aspectos sociais, ambientais e econômicos dos municípios.

Para o período de 2001 a 2014, foi observado uma redução da geração per capita dos resíduos sólidos urbanos nos municípios estudados. A única exceção corresponde ao município de Agrestina. Indicando a importância deste estudo para a escolha da tecnologia de tratamento de resíduos, uma vez que a quantidade de resíduos é um fator limitante de diversas tecnologias.

Com relação ao estudo de rotas tecnológicas de tratamento de RSU, conclui-se que avaliação por sub-indicadores ambiental, econômico e social apresenta ao tomador de decisão um maior esclarecimento sobre as tecnologias. Identificou-se que a melhor rota tecnológica com maior IST foi a utilização de aterro sem aproveitamento energético. Contudo vale destacar as rotas contemplando central de triagem, compostagem e aterro sem aproveitamento energético. Vale ressaltar que a tecnologia de aterro sanitário deverá estar presente em qualquer rota tecnológica já que nele será depositado os rejeitos de qualquer outro tratamento.

## Referências Bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2014). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015*. São Paulo. Acesso em 03 de fevereiro de 2018, disponível em: <http://abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>
- Alcântara, P. B. (2007) *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese (doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco. Recife - PE.
- BDE, Base de Dados do Estado (2015). *Perfis dos municípios*. Acesso em 03 de fevereiro de 2015, disponível em: <http://www.bde.pe.gov.br/estruturacaogeral/perfilmunicipios.aspx>
- Brito, E. P. L. (2013) *Utilização de uma ferramenta de apoio a decisão visando auxiliar nos estudos de tecnologias de destinação final de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso na cidade do Recife*. Monografia (Bacharelado em Engenharia Química) Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE.
- Coelho, H. M. G. (2011) *Modelo para avaliação e apoio ao gerenciamento de resíduos indústrias*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte - MG.
- Maiello, A., de Paiva Britto, A. L. N., Valle, T. F. (2018) Implementation of the Brazilian national policy for waste management. *Revista de Administração Pública*, **52**(1), 24.
- FADE/BNDES (2014) *Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*. Projeto de Pesquisa Científica. Acesso em 13 de fevereiro de 2015, disponível em: <http://protegeer.gov.br/biblioteca/publicacoes/gestao-integrada-de-rsu/50-analise-das-diversas-tecnologias-de-tratamento-e-disposicao-final-de-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-europa-estados-unidos-e-japao>

- Fialho, M. A. (2011) *Aspectos de ordem institucional para a gestão de resíduos sólidos em áreas metropolitanas: o desafio da intermunicipalidade*. Tese (Doutorado em Geografia Humana) - Faculdade de Filosofia, letras e ciências humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- Firmo, A. L. B. Mariano, M. O. H., Maciel, F. J. M., Jucá, J. F. T. (2012) *Análise das diversas alternativas tecnológicas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*. Núcleo Coordenador: Gestão da Informação. In: 2º Seminário do projeto BNDES/FADE-UFPE (Produto 3).
- Firmo, A.L.B. (2013) *Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos*. Tese (doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Jardim, A., Yoshida, C., Filho, J.V.M. (2012) *Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos*, PUC-SP, Barueri, São Paulo: Manole.
- LIMA, J. D., Juca, J. F. T., Reichert, G. A., Firmo, A. L. B. (2014) Uso de modelos de apoio à decisão para análise de alternativas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitária Ambiental, Rio Grande do Sul*, **19**(1), 33-42.
- Machado, S. L., Carvalho, M. F., Gourc, J. P., Vilar, O. M., Nascimento, J. C. (2009) Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste management*, **29**(1), 153-161.
- Mariano, M. O. H., Maciel, F. J. M., Fucale, S. P., Jucá, J. F. T., Brito, A. R. (2007) Estudo da composição dos rsu do projeto piloto para recuperação do biogás no Aterro da Muribeca/PE. *VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, REGEO2007*. Recife, PE.
- Melo, F. H. F. D. A. (2015) *Caracterização e estudo do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em um consórcio municipal do estado de Pernambuco*. Tese (mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru - PE.
- Mersoni, C., Reichert, G. A. (2017) Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. *Eng. sanit. ambient*, **22**(5), 863-875.
- Neto, P.N. (2013) *Resíduos sólidos urbanos: perspectivas de gestão intermunicipal em regiões metropolitanas*. São Paulo: Atlas.
- Philippi Jr., A.P., Romero, M.A., Bruna, G.C. (2004) *Curso de Gestão Ambiental, coleção ambiental*. Manole, Barueri, São Paulo.
- Reichert, G. A. (2013) *Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação de ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre*. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.
- SEMAS, Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade. (2012) *Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Pernambuco*. Recife. Disponível em: [http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/PlanoResiduoSolido\\_FINAL\\_002.pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/PlanoResiduoSolido_FINAL_002.pdf)
- Software IST 1.0. (2013) *Desenvolvida no âmbito do projeto: "Análises das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa Japão e Estados Unidos*. Disponível em: <http://protegeer.gov.br/biblioteca/publicacoes/gestao-integrada-de-rsu/50-analise-das-diversas-tecnologias-de-tratamento-e-disposicao-final-de-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-europa-estados-unidos-e-japao>
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Virgil, S. (1993) *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002) *Handbook of solid waste management*. 2ª ed. New York, McGRAW-HILL, 2002.

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO PROGRAMA DE COLETA SELETIVA DO PLÁSTICO NO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA/PB – BRASIL

\* Raíssa Barreto Lins<sup>1</sup>  
Claudia Coutinho Nóbrega<sup>1</sup>  
Hozana Raquel Medeiros de Garcia<sup>2</sup>  
Valeria Ibáñez-Forés<sup>3</sup>  
Elizabeth Sousa de Araújo<sup>1</sup>

## ANALYSIS OF THE LIFE CYCLE OF THE SELECTIVE PLASTIC COLLECTION PROGRAM IN THE MUNICIPALITY OF JOÃO PESSOA / PB – BRAZIL

Recibido el 29 de marzo de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

### Abstract

*Nowadays with the unstoppable production of solid residues, the selective waste collection appears as a possible destination for this sum produced. The plastic is a recyclable material and used in many different ways, therefore, its reintroduction in the productive process reveals its importance in the economic and environmental fields. The general goal of this present study is to evaluate the environmental impact of the life cycle of the selective collection system of plastic in the screening centers of the city of João Pessoa, Paraíba – Brazil, in the period between 2005 to 2015. The environmental analysis of the selective waste collection made use of the tool Life Cycle Analysis (LCA) which processed input data regarding the quantitative aspect of plastic collected, water consumption, energy and diesel with the aid of SimaPro 8.01 software. The obtained results reveal that the eutrophication and the reduction of the ozone layer are not compensated by the net benefits from the selective waste collection, even if not significant, being the regular selective waste collection the main impacting stage identified. The acidification, the global warming and the photochemical oxidation resulted in categories that compensate for the net benefits of selective waste collection, where recycling is the main compensatory step. Thus, the recycling should be made with a larger amount of plastic, in order to allocate properly the waste of this type and reduce the environmental impacts from the selective waste collection system as a whole.*

**Keywords:** environmental impact, selective collection, solid waste management, *Life Cycle Analysis (LCA)*.

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

<sup>2</sup> Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

<sup>3</sup> Universitat de Jaumé I, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Raissa Barreto Lins: Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba. Rua Catulo da Paixão Cearense, 607, apartamento 1801 – Brisamar, João Pessoa, Paraíba. Código Postal: 58033060. Brasil. Email: [raissablins@gmail.com](mailto:raissablins@gmail.com)



## Resumo

Devido à geração desenfreada de resíduos sólidos na atualidade, a coleta seletiva surge como uma possível solução para o montante de resíduo reciclável gerado. O plástico é um material passível de reciclagem amplamente utilizado para variados fins e, por isso, sua reintrodução no processo produtivo revela-se como de grande importância econômica e ambiental. O objetivo deste estudo foi avaliar o ciclo de vida do sistema de coleta seletiva do plástico nos núcleos de coleta seletiva e central de triagem do município de João Pessoa, Paraíba – Brasil, no período compreendido entre os anos de 2005 e 2015. A ACV quantifica as cargas ambientais ao longo do ciclo de vida de uma atividade, e está normatizada pela *International Organization for Standardization* (ISO) e Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A ACV considerou todas as fases do sistema de gestão dos RSD: coleta regular, coleta seletiva, reciclagem, disposição final e transportes intermediários. Utilizou-se o software SimaPro, com a base de dados Ecoinvent, e método de avaliação de impacto ambiental CML-IA baseline versão 3.00/World 2000. Os resultados obtidos revelam que a eutrofização e a redução da camada de ozônio não são compensadas pelos benefícios líquidos oriundos da coleta seletiva, mesmo que de maneira pouco significativa, sendo a coleta regular a principal etapa impactante identificada. A acidificação, o aquecimento global e a oxidação fotoquímica resultaram em categorias que compensam em benefícios líquidos advindos da coleta seletiva, onde a reciclagem é a principal etapa compensatória. Assim, a reciclagem deve ser realizada com um maior montante de plásticos, afim de destinar corretamente os resíduos deste tipo e, conseqüentemente, reduzir os impactos ambientais oriundos do sistema de coleta seletiva como um todo.

**Palavras chave:** coleta seletiva, gestão de resíduos sólidos, impacto ambiental, Análise do Ciclo de Vida (ACV).

## Introdução

Devido ao estilo de vida adotado pela sociedade consumista da atualidade, o montante de resíduos sólidos gerados é cada vez maior. Neste cenário, a busca pelo equilíbrio entre a elevada produção de resíduos sólidos e a sustentabilidade é complexa.

A situação é significativamente mais complicada quando se consideram os centros urbanos. Nestes locais onde a densidade demográfica é maior, a produção de resíduos ultrapassa os limites de acomodação disponíveis na atualidade, fazendo com que se busquem medidas cada vez mais onerosas (Silva *et al.*, 2014). Em meio a toda essa problemática, tem-se uma grande parcela da população que considera os resíduos sólidos como algo indesejado e sem valor e, por isso, destina-os ao acaso, gerando prejuízos sociais, econômicos, ambientais e sanitários. Para Laurent *et al.* (2014) é evidente a íntima relação entre o consumismo e a geração de resíduos e, por isso, o aumento do primeiro exige que a população geradora destes materiais busque soluções práticas e coerentes, mudanças de hábitos e modelos de gestão que se assemelhem a uma sociedade ambientalmente sustentável, capaz de reverter este quadro.

Segundo o panorama dos resíduos sólidos elaborado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais- ABRELPE (2017), no ano de 2017, o Brasil gerou 78.4 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, sendo a maioria (91.2%) destinada a coleta, porém, destes apenas 59.1% tiveram disposição final correta. Deste modo, tem-se que a

quantidade de resíduos com disposição incorreta (ou seja, enviados para lixões) foi de 29 milhões de toneladas/ano, sendo boa parte desta composta por resíduos recicláveis e matéria orgânica.

O programa de coleta seletiva é um sistema que objetiva a destinação correta dos resíduos sólidos e, para isso, envolve vários atores de maneira direta ou indireta. Dentre os participantes inseridos diretamente estão os catadores de resíduos domiciliares, a Prefeitura do Município (através de sua empresa de limpeza urbana), os sucateiros e a indústria recicladora, e, indiretamente, os envolvidos são o meio ambiente e a sociedade, sendo o primeiro afetado por vários aspectos, entre os quais os insumos empregados na fabricação de produtos recicláveis (energia, água e matéria prima) e os impactos provocados pela disposição dos resíduos em aterros ou lixões (Nóbrega, 2003).

Embora a coleta seletiva de materiais recicláveis revele-se como uma maneira eficaz de reincorporar esses resíduos no setor produtivo, a adesão popular a este sistema ainda é pequena e amplamente questionada diante de sua viabilidade econômica e, sobre sua contribuição social e se a minimização dos impactos ambientais sobrepõe seus custos.

Segundo Garcia *et al.* (2015), no município de João Pessoa, em 2013, estimou-se que menos de 2% do total de resíduos produzidos pela população foram encaminhados para o programa de coleta seletiva formal, números que ratificam o reduzido montante de resíduos atendido por esta atividade. Segundo Bovea *et al.* (2018), nos bairros contemplados pelo Programa de Coleta Seletiva de João Pessoa, são atendidos 80722 domicílios com este serviço.

No contexto das rotas percorridas pelo serviço de coleta de resíduos, torna-se necessário um planejamento detalhado das mesmas, pois trata-se de um processo contínuo e que pode acarretar em prejuízos consideráveis para a população e para o meio ambiente. Assim, é relevante enfatizar que em muitas localidades, os resíduos passam por mais de um tipo de transporte, devendo cada um destes ser considerado quanto à distância percorrida e quantidade de resíduo transportado, por exemplo, assim como os impactos por ele previstos (Gregor *et al.*, 2017). No contexto da distância percorrida pela coleta de recicláveis, Hou *et al.* (2018) averiguaram que é maior do que para a mescla de resíduos destinada ao Aterro Sanitário, devido à quantidade de recicláveis recolhida ser menor para uma determinada rota. Entretanto, o trabalho ressalta que embora existam barreiras técnicas para a reciclagem destes materiais, é vantajoso ambientalmente reciclar o resíduo em questão ao invés de enviá-lo para aterro ou incineração para corrigir este cenário. Os autores indicam a necessidade de investir em equipamentos, a conscientização e cooperação de várias partes interessadas, a mudança no designer de embalagens para que contenham em seus rótulos informações referentes a reciclagem do produto em questão, a existência de iniciativas educativas junto a comunidades e o incentivo a participação da mesma Hou *et al.* (2018).

Em agosto de 2010 foi instituída a Lei Nº 12.305, denominada de Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Essa representou um marco importante para a tomada de decisões em relação à disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, que acarretaria uma significativa melhora no âmbito da Gestão de Resíduos e maior incentivo para a realização da coleta seletiva (Silva, 2014). É importante destacar que a partir da lei supracitada, uma parte dos municípios brasileiros tomou medidas como a desativação de lixões, sua posterior substituição por aterros sanitários e, passou a apoiar cooperativas e/ou associações de catadores. Entretanto, embora a legislação tenha gerado uma série de avanços na adoção de novas práticas na dinâmica da gestão de resíduos, assim como da coleta seletiva, ainda possui resultados inferiores ao desejado.

Para Oliveira *et al.* (2012), dentre os resíduos produzidos no Brasil, o plástico ressalta-se como de significativa representatividade. Segundo os autores, são consumidos em média 19 quilos de sacolas plásticas por ano evidenciando o uso desenfreado deste material. Embora o consumo destes plásticos seja crescente, estudos realizados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2013) revelam que a reciclagem do plástico tem aumentado nos últimos anos, assim como a do alumínio e do papel. Isto ocorre devido ao fato de grande parte deste material, ser potencialmente reciclável e, poder ser reinserido na prestação de serviços através desta prática, contribuindo para a economia de recursos naturais não renováveis (petróleo) e reduzindo o seu quantitativo disposto indevidamente. Contudo, a parcela reciclável deste material é composta majoritariamente pelos plásticos rígidos, já que aqueles em formato de filme se encontram muito sujos e contaminados, exigindo uma etapa de limpeza mais complexa que na maioria das vezes não é viável.

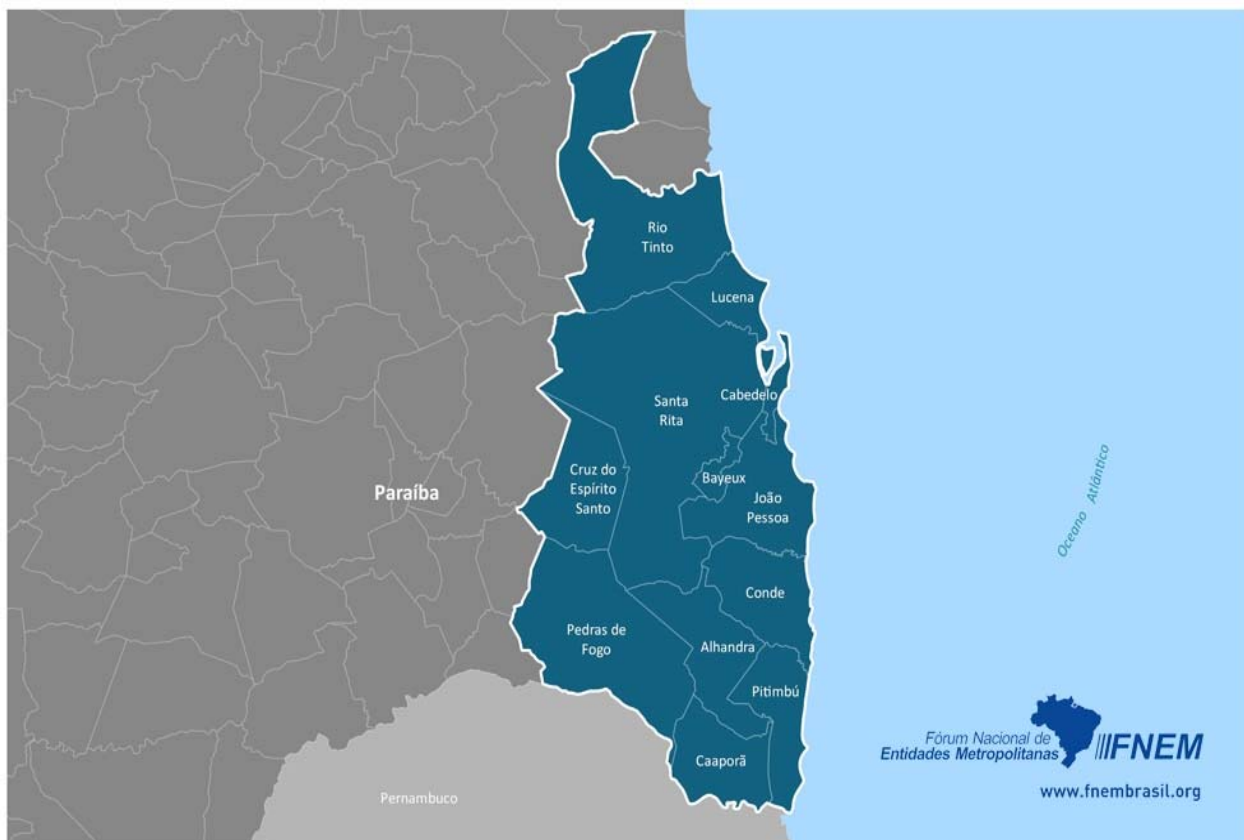
No município de João Pessoa a quantidade de matéria orgânica e resíduos verdes (originário da poda ou remoção de árvores e plantas) correspondem a 51%, enquanto que a fração correspondente ao plástico é de 14% em massa. (Município de João Pessoa, 2014). Segundo a EMLUR (2016), no período compreendido entre 2005 e 2015, os núcleos da capital paraibana receberam 29993,18 toneladas de resíduos sólidos passíveis de reciclagem, sendo 10668,26 toneladas correspondentes a plásticos, ou seja, aproximadamente 36% dos materiais recicláveis atendidos pela coleta seletiva de João Pessoa nos anos considerados são correspondentes a plásticos, ratificando a grande relevância no estudo do plástico como o material de frequente identificação na gestão dos resíduos sólidos urbanos – RSU. Quanto a sua tipologia, de acordo com a EMLUR (2016), os plásticos atendidos pela coleta seletiva de João Pessoa são majoritariamente PET, plástico grosso, plástico fino e plástico misto.

Considerando-se que o plástico é um material reciclável amplamente gerado pela população do município de João Pessoa, o presente estudo tem como objetivo analisar o impacto ambiental do ciclo de vida do sistema de coleta seletiva do referido material nos núcleos de coleta seletiva e na central de triagem do município de João Pessoa, Paraíba - Brasil.

## Metodologia

### Caracterização da Área Estudada

O município de João Pessoa, capital do Estado da Paraíba (PB) é limitado pelos municípios de Cabedelo (norte), Conde (sul), Santa Rita (oeste) e pelo Oceano Atlântico (leste), que juntamente com outros oito municípios formam a Região Metropolitana de João Pessoa (Figura 1). O referido município possui uma população estimada de 800323 habitantes e área territorial de 211.475 km<sup>2</sup> (IBGE, 2018). Sua economia está atrelada ao comércio, indústria e turismo que geram para o município um Produto Interno Bruto (PIB) de R\$ 10107596,00 (Município de João Pessoa, 2014).



**Figura 1.** Localização da Região Metropolitana do município de João Pessoa (Emplasa / CDT, 2018).

As unidades empíricas de referência consideradas para elaboração deste trabalho foram os núcleos de coleta seletiva do município de João Pessoa: Cabo Branco, Bessa, Caic, Estados, Mangabeira e Central de Triagem. Os núcleos atendem 24 bairros, correspondendo a cerca de 30% da população (Município de João Pessoa, 2014) ou 80722 residências (IBGE, 2010).

### Caracterização do Sistema de Gestão de Resíduos do Município de João Pessoa

O sistema de coleta seletiva do município inicia-se com a segregação do material passível de reciclagem pelos moradores em suas residências, geralmente em seco e úmido. Os resíduos a serem reciclados são dispostos aos catadores, que então os encaminham para um galpão de um núcleo de coleta seletiva, onde ocorrerá a separação em papel, papelão, metal, vidro e borracha. Em seguida, esses materiais são encaminhados para a comercialização. Esta etapa é realizada por agentes intermediários (atravessadores/sucateiros) do processo, que compram dos catadores e revendem para a indústria recicladora, que após sua aquisição transforma os mesmos em outros produtos. Estes agentes intermediários surgiram devido à dificuldade dos catadores de se organizarem para vender diretamente à indústria, além da falta de infraestrutura necessária (e.g., central de recebimento de materiais para comercialização e transporte adequado) (Garcia, 2016).

### Avaliação de Ciclo de Vida - ACV

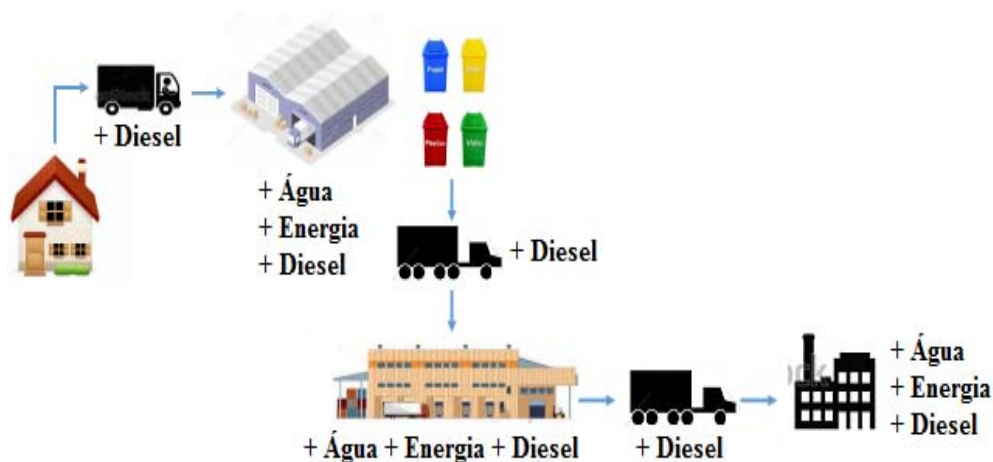
A motivação para a realização do estudo parte da PNRS (2010), que caracteriza a Análise do Ciclo de Vida (ACV) como uma ferramenta fundamental na gestão dos resíduos sólidos no Brasil, já que essa é capaz de identificar os impactos ambientais gerados em cada etapa da coleta seletiva e, assim, contribuir para otimização do sistema como um todo.

A ACV está normatizada internacionalmente pela *International Organization for Standardization* (ISO) em suas normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006), que no Brasil foram traduzidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) nas NBR 14040 (2014a) e 14044 (2014b). A ACV possui quatro etapas inter-relacionadas: 1) Definição do objetivo e escopo; 2) Inventário do Ciclo de Vida – ICV; 3) Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida; e 4) Interpretação do Ciclo de Vida. Portanto, o objetivo da aplicação desta metodologia é avaliar o impacto ambiental associado ao ciclo de vida do programa de coleta seletiva do plástico realizado município de João Pessoa/PB, Brasil.

### Definição do objetivo e escopo

A fronteira foi delimitada contemplando as seguintes etapas: coleta e transporte do material (plástico) das residências até os núcleos e dos domicílios até Central de Triagem (CT); separação dos resíduos no galpão dos núcleos pelos catadores e na CT, bem como sua preparação para comercialização, venda dos materiais aos atravessadores e sua revenda às indústrias de reciclagem da região.

A unidade funcional (UF) deste estudo, à qual estão relacionadas todas as entradas e saídas de matéria e energia, foi uma tonelada de resíduos sólidos domiciliares por habitante-ano na unidade de triagem, conforme sugerido por Ibáñez-Forés (2009) e Chi *et al.* (2014). A Figura 2 mostra o escopo do estudo, aplicado à coleta seletiva de plástico, no município, em estudo.



**Figura 2.** Escopo do estudo aplicado à coleta seletiva no município de João Pessoa (adaptado de Garcia, 2016).

### *Inventário do Ciclo de Vida*

Esta etapa consiste na coleta dos dados e procedimentos de cálculos para quantificar as entradas (energia, matéria-prima, recurso hídrico) e saídas (emissões atmosféricas, descargas para o solo e água) do sistema. O software SimaPro versão 8.01 (Pré Consultants, 2015) foi utilizado para o desenvolvimento da ACV, selecionando-se a base de dados Ecoinvent 3.2 (Ecoinvent, 2014) para representar os processos de matéria e energia associados à UF. No caso em que não havia um processo brasileiro disponível, a versão existente foi adaptada considerando-se distâncias e meios de transporte utilizados no Brasil. Dos processos disponíveis na Ecoinvent 3.2, escolheu-se os processos com a denominação *Allocation Default* (alocação padrão), que segue a abordagem atribucional onde as cargas são atribuídas proporcionalmente aos processos específicos (ECOINVENT, 2014). A ACV atribucional é utilizada para contabilizar e atribuir, a um produto fabricado num dado momento, uma parcela das emissões totais de poluentes e do consumo de recursos na economia (Weidema e Ekvall, 2009), com objetivo final de aperfeiçoar os sistemas estudados (Weidema, 2003).

Para elaborar o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da coleta seletiva do plástico foi necessário:

- I. Identificar a quantidade de resíduos gerados e sua distribuição dentro dos três possíveis destinos: coleta seletiva, central de triagem e aterro sanitário.
- II. Quantificar a geração de plásticos entre os Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) coletados e destinados aos núcleos e a central de triagem.
- III. Atribuir um percentual de eficiência do material, que se refere à quantidade de resíduos coletados que podem ser vendidos para os agentes intermediários e revendidos para a indústria recicladora.

- IV. Identificar a composição final da reciclagem correspondente aos Núcleos de Coleta Seletiva e à CT.
- V. Quantificar o consumo de diesel nos transportes utilizados na coleta seletiva, a partir das informações disponibilizadas pela EMLUR e pelos atravessadores. Considerou-se a quilometragem da rota total realizada pelos veículos. O processo selecionado foi o *Diesel, low sulphur, at regional storage*, que considera a extração da matéria prima, seu processamento e transporte até os tanques regionais de estoque.
- VI. Quantificar os consumos de água, eletricidade e diesel, correspondentes aos núcleos estudados e à CT, galpão do atravessador e indústria recicladora. Estes dados foram disponibilizados pela EMLUR (2015). O processo selecionado para o consumo de diesel foi o mesmo do item anterior. Para o consumo de eletricidade, adaptou-se o processo *Electricity, low voltage, at grid, BR* considerando a composição: hidrelétrica 67.4%, gás natural 13%, biomassa 5.2%, óleo e derivados 5.1%, carvão e derivados 4.8%, nuclear 2.5% e eólica 2% (BRASIL, 2016). Para o consumo de água, selecionou-se *Tap water, at user* que é disponível na rede pública, e inclui os processos de captação, distribuição e tratamento. A Tabela 1 resume o item de ICV.

**Tabela 1.** Etapas analisadas para o inventário de ciclo de vida (adaptado de Garcia, 2016).

Etapas	Descrição
Coleta seletiva (CS)	Coleta de resíduos passíveis de reciclagem, realizada por catadores com auxílio do caminhão da ASCARE/Bessa
Coleta regular (CR)	Coleta regular dos resíduos domiciliares não segregados em seco e úmido, utilizando o caminhão compactador da EMLUR
Núcleo e Galpão (N&G)	Consumos de água, eletricidade e diesel associados às atividades desenvolvidas no núcleo Bessa e nos galpões dos atravessadores
Central de triagem (CT)	Consumos de água, eletricidade e diesel associados às atividades desenvolvidas na CT
Aterro sanitário (AS)	Consumos de água, eletricidade e diesel associados às atividades desenvolvidas no AS
Transporte (T)	Consumo de diesel no transporte dos resíduos do núcleo e CT até o atravessador, e do atravessador à indústria recicladora
Reciclagem (R)	Consumos de água, eletricidade e diesel associados às atividades de reciclagem

### *Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida*

Após construção do ICV, procede-se à escolha de um método de avaliação de ciclo de vida. A avaliação de impacto analisa os efeitos humanos e ecológicos da utilização de energia, água, materiais e descargas ambientais identificadas na análise do inventário. Aqui se utilizou o método CML-IA baseline versão 3.00/World 2000 (Guinée *et al.*, 2002; Institute of Environmental Sciences - CML, 2016), que corresponde à metodologia mais utilizada para avaliar impactos ambientais do ciclo de vida de sistemas de gestão de resíduos sólidos (Laurent *et al.*, 2014).

Dentre as categorias de impacto disponibilizadas pelo método CML-IA baseline versão 3.00/World 2000 (Guinée *et al.*, 2002; CML, 2016), selecionou-se acidificação, eutrofização, aquecimento global, destruição da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. Estas categorias de impactos foram selecionadas para facilitar a comparação com a literatura científica existente (Bovea *et al.*, 2010; Quirós *et al.*, 2014; Kulczycka *et al.*, 2015; Lou *et al.*, 2015; Tang *et al.*, 2013).

As substâncias acidificantes causam uma ampla gama de impactos no solo, aquíferos, organismos, ecossistemas e materiais (edifícios). O potencial de acidificação para emissões atmosféricas é calculado por meio do modelo adaptado do RAINS 10, descrevendo a deposição de substâncias acidificantes. A acidificação é expressa em kg SO<sub>2</sub>-eq e sua escala geográfica varia entre local e continental.

A eutrofização ocorre a partir da contaminação dos recursos hídricos por nutrientes provenientes da decomposição de resíduos. A eutrofização é caracterizada pelo aumento desmesurado de nutrientes, principalmente em meios aquáticos, suscitando o crescimento populacional de alguns organismos, e.g. algas. Além disso, a eutrofização causa diminuição da concentração de oxigênio nos meios receptores e impactos associados a excessiva quantidade de macro-nutrientes no ambiente, causado por emissões de nutrientes ao ar, água e solo. O potencial de eutrofização está baseado no procedimento estequiométrico de Heijungs (1992), sendo sua escala geográfica variável entre local e continental.

O aquecimento global pode resultar em efeitos adversos sobre a saúde dos ecossistemas e dos humanos, e está relacionado às emissões de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera. O modelo de caracterização, desenvolvido pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) foi selecionado para a formação dos fatores de conversão, que expressam o potencial de aquecimento global para um horizonte temporal de 100 anos, em kg CO<sub>2</sub>-eq. O escopo geográfico deste indicador é global.

Por causa da depleção da camada de ozônio, uma maior porcentagem de radiação UV-B alcança a superfície terrestre. Há possíveis efeitos danosos à saúde humana e animal, aos ecossistemas aquáticos e terrestres, aos ciclos bioquímicos e nos materiais. Esta categoria possui escala global.



O modelo de caracterização foi desenvolvido pelo *World Meteorological Organization* (WMO) e define o potencial de depleção da camada de ozônio para diferentes gases, expressando em kg CFC-11-eq. O escopo geográfico é global.

A oxidação fotoquímica corresponde a formação de substâncias reativas (principalmente ozônio), que são danosas à saúde humana e dos ecossistemas. O potencial de criação fotoquímica de ozônio para emissões atmosféricas é calculado com base no modelo UNECE Trajectory, e está expresso em kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-eq. O escopo geográfico varia entre local e continental.

#### *Interpretação dos Resultados da ACV.*

Por fim, a interpretação avalia os resultados da análise do inventário. A partir dos resultados dessa etapa podem ser encontradas as conclusões e recomendações às tomadas de decisão.

### **Resultados e discussões**

Para a elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) da gestão de resíduos sólidos domiciliares e da coleta seletiva dos núcleos do município de João Pessoa, torna-se necessário a coleta de dados de entrada e saída requeridos pelo sistema. No presente trabalho, considerou-se como entradas os dados quantitativos da coleta seletiva do plástico e dos demais recicláveis entre os anos de 2005 e 2015 (anteriormente citado) e dados referentes ao consumo de energia (kwh/T), água (kg/T) e diesel (L/T) nos núcleos, central de triagem, aterro sanitário, atravessador e indústria recicladora. Como saídas, considerou-se as categorias de eutrofização, acidificação, aquecimento global, destruição da camada de ozônio e oxidação fotoquímica.

Quanto aos dados de entrada, os valores referentes ao consumo de água e energia nos núcleos de triagem foram obtidos junto a EMLUR (2015), através da apresentação de contas dos referidos locais. Os dados de diesel foram calculados por trecho tomando como base o Roteiro de Coleta de Resíduos Sólidos citado anteriormente.

Para o galpão do atravessador, considerou-se os consumos de água, eletricidade e diesel sendo zero (0), já que os materiais são vendidos pelos catadores devidamente preparados para serem revendidos a indústria recicladora, tornando desnecessário o uso de prensa e de outros equipamentos.

Segundo Garcia (2016), a reciclagem do plástico requer o consumo de 400 kg/T de água e de 4.190 kwh/T de eletricidade, não sendo necessário o consumo de diesel. A indústria recicladora do material em questão utilizada para o presente estudo localiza-se na capital paraibana, ou seja, no município de João Pessoa.

A unidade funcional do presente estudo foi definida como 1 tonelada de resíduos sólidos domésticos gerados. Com os dados mostrados na Tabela 2 e posterior aplicação no software selecionado, torna-se possível a avaliação dos impactos ambientais oriundos da coleta seletiva do plástico no município de João Pessoa. As categorias de impacto investigadas foram a eutrofização (Kg  $PO_4$  eq), acidificação (Kg  $SO_2$  eq), oxidação fotoquímica (Kg  $C_2$  eq), redução na camada de ozônio (Kg  $CFC_{-11}$  eq) e aquecimento global (Kg  $CO_2$  eq).

**Tabela 2.** Consumo de eletricidade, água e diesel.

Instalações	Diesel (L/T)	Água (kg/T)	Eletricidade (Kwh/T)
Coleta Seletiva	188.285	0	0
Núcleos	0	5856.714	50.116
Galpão Atravessadores	0	0	0
Central de Triagem	0	1072.984	45.878
Transporte	45.503	0	0
Reciclagem	0	400	4190
Aterro Sanitário	0.010	0	0.041

### Eutrofização

Considerando que os valores negativos representam benefícios ambientais líquidos e são atribuídos a prevenção de emissões (Foolmaun, 2012), a Figura 3 mostra que as etapas de coleta regular e aterro sanitário são as mais impactantes. Sabendo-se que a Coleta Regular (CR) considerou o trajeto entre a Origem e a Central de Triagem (CT), o possível motivo para o resultado obtido para esta categoria deve ser proveniente do fato da rota percorrida ser grande em relação a quantidade de plástico transportado.

O impacto advindo do Aterro Sanitário deve-se ao fato da quantidade de plástico destinada a este local ser superior a parcela reciclada, inviabilizando esta etapa do processo para a categoria em questão. Além disso, o ASMJP não possui recuperação de gás. É relevante considerar que a produção de lixiviado pode favorecer a eutrofização, já que essa substância apresenta contaminantes que, caso não sejam tratados, podem provocar ou agravar esta categoria.

A Figura 3 mostra que o valor negativo obtido na etapa da reciclagem é benéfico ao meio ambiente líquido devido a prevenção de emissões, colaborando positivamente neste impacto. Porém, a reciclagem não compensa as principais emissões positivas provenientes da CS, CR e AS.

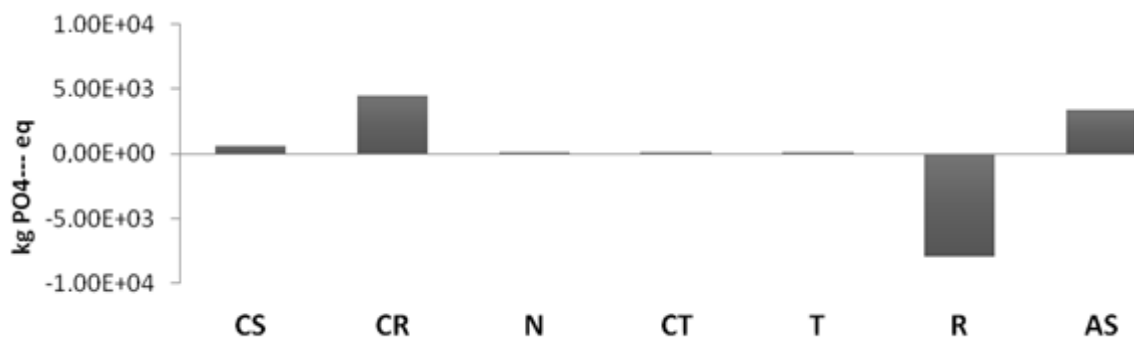


Figura 3. Contribuição líquida para a categoria de impacto eutrofização.

### Acidificação

Na Figura 4 observa-se que as etapas mais impactantes, no período de 2005 a 2015, para a referida categoria são a Coleta Seletiva e a Coleta Regular. Considerando este quadro, tem-se que ambas as etapas possuem altas emissões de SO<sub>2</sub> advindo do transporte de resíduos realizado pelas mesmas. A CS, devido à proximidade entre a origem e os núcleos, possui valores menores de quilômetros percorridos e, conseqüentemente, de impactos advindos desta etapa. O percurso feito pelo caminhão compactador que transporta os resíduos desde sua origem até a Central de Triagem do município de João Pessoa (Coleta Regular) é longo, e, por isso, necessita de grandes quilômetros. Além disso, considera-se que a quantidade de plástico coletada é pequena quando comparada ao montante transportado, favorecendo assim a emissões maiores de gases, se comparado com a coleta seletiva.

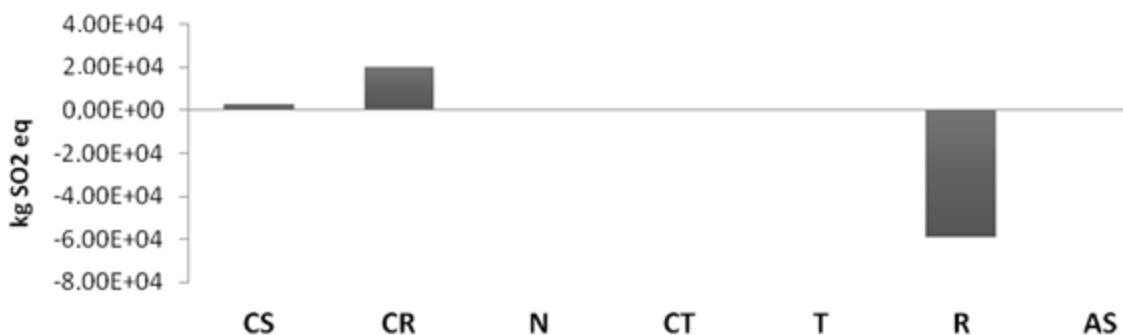


Figura 4. Contribuição líquida para a categoria de impacto acidificação

Mesmo com os dados supracitados, nota-se que na categoria de acidificação a reciclagem compensa as outras etapas como a CS e CR, ou seja, as emissões evitadas pela etapa da reciclagem são significativas.

### Aquecimento Global

Verifica-se que a etapa de maior impacto é a CR, devido ao fato do montante de plástico ser pequeno quando comparado ao total de resíduos transportado desde sua origem até a CT (Figura 5). Mesmo existindo emissões de CO<sub>2</sub> nas demais etapas, a reciclagem compensa os impactos gerados para a categoria de Aquecimento Global.

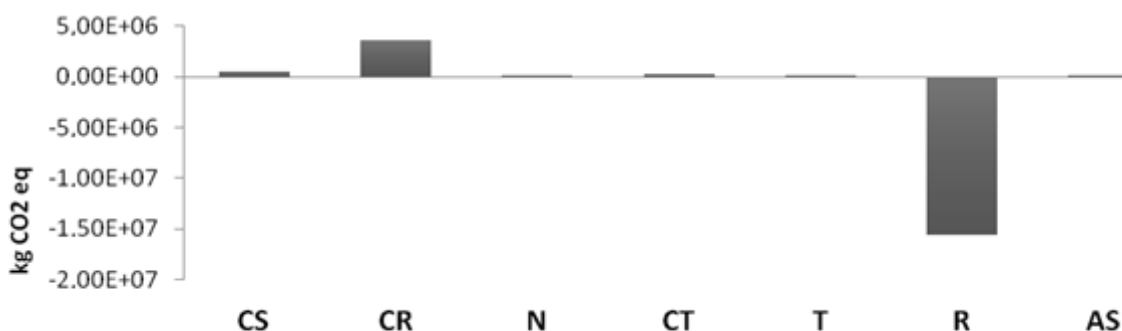


Figura 5. Contribuição Líquida para a categoria de impacto aquecimento global

### Destruição da Camada de Ozônio

Diferente do que ocorre nas outras categorias, a depleção da camada de ozônio revela que a reciclagem não compensa as emissões de CFC-11. Observando a Figura 6, as maiores emissões são advindas da CS e, principalmente, da CR, fator que é justificado pelo transporte de quantidades pequenas de plásticos em relação aos grandes percursos percorridos.

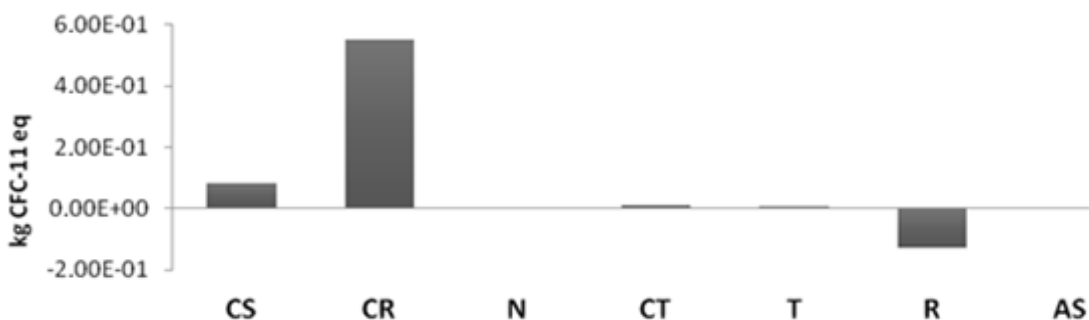
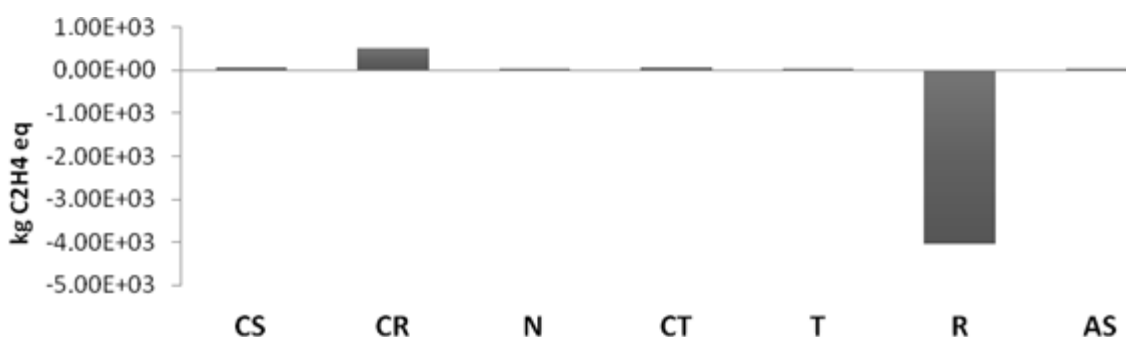


Figura 6. Contribuição Líquida para a categoria de impacto destruição da camada de ozônio

Além disso, as etapas do núcleo, central de triagem, transporte e aterro sanitário são colaboradoras em pequena escala, isto se deve ao consumo de combustível utilizado nestes setores. Assim, embora a reciclagem represente uma contribuição positiva a mesma é capaz de compensar apenas parte da emissão gerada pela CS e pela CR.

### Oxidação Fotoquímica

Na Figura 7 é possível identificar os níveis de emissões de  $C_2H_4$ , referentes a cada etapa da gestão de plástico no município de João Pessoa. Para a oxidação fotoquímica, a reciclagem apresentou-se favorável, havendo poucas alterações visuais no gráfico para as demais variáveis. Embora pesquisas indiquem que o aterro sanitário pode colaborar significativamente no impacto relacionado à oxidação fotoquímica, esta afirmação não foi comprovada neste estudo.



**Figura 7.** Contribuição Líquida para a categoria de impacto oxidação fotoquímica

Para este estudo, a reciclagem surge como principal compensação do impacto gerado por outras etapas, superando, inclusive, o somatório de todas as outras, com uma abordagem positiva de evitar a emissão do referido gás.

### **Conclusões**

Através da série histórica de dez (10) anos de dados referentes a coleta seletiva no município de João Pessoa, tornou-se possível observar a evolução do cenário referente a esta temática no local de estudo. Embora haja mudanças ao longo do período considerado, é possível afirmar que a maioria dos núcleos tem obtido significativos avanços no total reciclado, como o núcleo do Bessa, por exemplo.

Dentre as cinco categorias de impactos selecionadas para a análise de ciclo de vida aplicada a coleta seletiva do plástico, concluiu-se que esta compensa os impactos ambientais referentes a acidificação, aquecimento global e oxidação fotoquímica. Analisando-se as etapas do percurso

realizado pelo plástico, foi verificado que a reciclagem é a principal responsável pela compensação, sendo esta a maior responsável pela geração de benefícios ambientais líquidos.

As categorias de depleção da camada de ozônio e eutrofização apresentaram resultado negativo para o período analisado neste estudo, ou seja, contribuem para o agravamento desses impactos, mesmo que em pequena proporção. Dentre as etapas do percurso realizado pelo plástico, verificou-se que a coleta regular é a principal responsável pela não compensação, isto ocorre devido ao fato do montante de plástico reciclado ser pequeno junto as distancias percorridas para seu reaproveitamento.

Assim, considerando o horizonte da pesquisa, conclui-se que a coleta seletiva do plástico, no município de João Pessoa, é responsável pela geração de benefícios significativos para o âmbito ambiental e por este motivo devem ser realizados esforços objetivando o aumento da parcela de resíduos recicláveis atendidos pelo serviço, já que isto resultaria na geração de maiores benefícios ambientais líquidos.

### Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2006a) *NBR ISO 14040:2006a: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações*, 2ª ed, Rio de Janeiro, Brasil, 20 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2006b) *NBR ISO 14044:2006b: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações*, 1ª ed, Rio de Janeiro, Brasil, 46 pp.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2013). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, São Paulo, 114 pp.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, São Paulo, 74 pp.
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (2010) Lei Federal nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 03 de agosto de 2010. Acesso em 23 de janeiro de 2019, 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)
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J. (2010) Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study, *Waste Management*, **30**, 2383-2395. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.001>
- Bovea, M. D., Ibáñez-Forés, V., Nóbrega, C. C., de Garcia, H. R. M., Lins, R.B. (2018) Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study, *Waste Management*, **72**, 65-77.
- Chi, Y., Dong, J., Tang, Y., Huang, Q., Ni, M. (2014) Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China, *Journal of Mater Cycles Waste Management*, **17**(4), 695–706.
- CML-IA (2016) Institute of Environmental Sciences, Department of Industrial Ecology. Characterisation Factors. Acesso em 28 de fevereiro de 2019, disponível em: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>
- EMLUR, Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (2018). *Relatório de Atividades Anual*. João Pessoa, 1998 - 2002.

- EMLUR, Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (2018). *Relatório de Atividades Anual*. João Pessoa, 2000 - 2017.
- EMPLASA/CDT (2018) Região Metropolitana de João Pessoa. Acesso em 23 de fevereiro de 2019, disponível em: <http://fnembrasil.org/regiao-metropolitana-de-joao-pessoa-pb/>
- Foolmaun, R. K., Ramjeeawon, T. (2012). Comparative Life Cycle Assessment and Social Life Cycle Assessment of Used Polyethylene Terephthalate (PET) Bottles in Mauritius, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **18**(1), 155-171.
- Garcia, H. R. M. (2016) *Avaliação do Ciclo de Vida Socioambiental do Programa de Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Domiciliares do Município de João Pessoa/PB, Brasil. Estudo de Caso: Núcleo do Bessa*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 135 pp.
- Garcia, H. R. M., Nóbrega, C. C., Bovea, M. D. E., Silva, C. M.; Lins, R. B. (2015) Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada a Coleta Seletiva no Município de João Pessoa (PB) – Brasil, *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Gregor, J., Šomplak, R., Paylas, M. (2017) Transportation Cost as an Integral Part of Supply Chain Optimization in the Field of Waste Management, *Chemical Engineering Transactions*, **56**, 1927-1932.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A., Van Oers, L, Wegener A., Suh, S, Udo de Haes, H., Bruijn, J., Van Duin, R., Huijbregts, M. (2002) *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO Standards*, Netherlands, 692 pp. doi: 10.1007/0-306-48055-7.
- Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., de Haes, H. e Sleswijk, A., (1992). *Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds and Guide LCA*. Leiden: CML - Centre of Environmental Science.
- Hou, P., Xu, Y., Taiebat, M., Lastokie, C., Miller, S. A., Xu, M. (2018) Life Cycle Assessment of End-of-life Treatments for Plastic Film Waste, *Journal of Cleaner Production*, **201**, 1052-1060.
- Ibañez-Forés, V. (2009) *Optimización del Sistema de Gestión de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Castellón de la Plana Mediante la Aplicación de Técnicas de Análisis del Ciclo de Vida (ACV)*, Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Industrial, Universitat Jaume I, Castellón de la Plana, 231 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018). *Estimativa Censo Demográfico*.
- Kulczycka, J., Lelek, L., Lewandowska, A., Zarebska, J. (2015) Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management – Comparison of Results Using Different LCA Models, *Polish Journal of Environmental Studies*, **24**, 125-140. doi: <https://doi.org/10.15244/pjoes/26960>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z.; Christensen, T. H. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: lessons learned and perspectives, *Waste Management*, **34**(3), 573-588.
- Lou, Z., Bilitewski, B., Zhu, N., Chai, X., Li, B., Zhao, Y. (2015) Environmental impacts of a large-scale incinerator with mixed MSW of high water content from a LCA perspective, *Journal Environmental Sciences*, **30**, 173-179.
- Nóbrega, C.C. (2003) *Viabilidade Econômica, com Valoração Ambiental e Social, de Sistemas de Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Domiciliares – Estudo de Caso: João Pessoa/PB*, Tese de doutorado (Recursos Naturais), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 176 pp.
- Oliveira, L. L., Lacerda, C. S., Alves, I. J. B. R., Santos, E. D., Oliveira, S. A., Batista, T. S. A. (2012) Impactos Ambientais Causados pelas Sacolas Plásticas: o Caso Campina Grande - PB, *BioFar: Revista de Biologia e Farmácia*. **7**(1), 88-103.
- PMGIRS, Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa (2014). *Diagnóstico*, **1**, 467 pp.
- PRé Consultants (2013) *SimaPro v. 8.0. PRé Consultants*, B.V. Amersfoort, The Netherlands.
- Quirós, R., Gabarell, X., Villalba, G., Barrera, R., García, A., Torrente, J., Font, X. (2014) The application of LCA to alternative methods for treating the organic fiber produced from autoclaving unsorted municipal solid waste: case study of Catalonia. *Journal of Cleaner Production*, **107**, 516-528.

- Silva, A.C. (2014) *Análise da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em Capitais do Nordeste Brasileiro: O Caso de Aracaju/SE e João Pessoa/PB*, Dissertação de mestrado (Engenharia Urbana e Ambiental), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 156 pp.
- Silva, A.C., Nóbrega, C.C., Lins, R.B., Silva, C.M. (2014) Análise da Coleta Seletiva dos Municípios de Aracaju e João Pessoa: um passo para a gestão integrada e sustentável dos resíduos sólidos urbanos municipais. In: Giovanni Seabra (Org.) (Eds.), *TERRA, Saúde Ambiental e Soberania Alimentar*. 1 ed. João Pessoa, **3**, 82-83.
- Tang, Y., Ma, X., Lai, Z., Chen, Z. (2013) Energy Analysis and Environmental Impacts of a MSW Oxy-fuel Incineration Power Plant in China, *Energy Policy*, **60**, 132–141.
- Weidema, B.P., Ekvall, T. (2009) Guidelines For applications of deepened And broadened LCA:consequential LCA. Chapter For CALCAS project. Deliverable D18. Acesso em fevereiro de 2019, disponível em: [http://www.lca.net.com/files/consequential\\_LCA\\_CALCAS\\_final.pdf](http://www.lca.net.com/files/consequential_LCA_CALCAS_final.pdf)
- Weidema, B. P. (2003) Market Information in LCA. Environmental Project nº 863. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.



# REVISTA AIDIS

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

## ABORDAGEM SOBRE O COMPORTAMENTO DO IQA A PARTIR DA DEGRADAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA AMAZÔNIA

\* Rodrigo Silvano Silva Rodrigues<sup>1</sup>  
Lindemberg Lima Fernandes<sup>1</sup>  
Claudio José Cavalcante Blanco<sup>1</sup>  
Luiza Carla Girard Mendes Teixeira<sup>1</sup>  
Germana Menescal Bittencourt<sup>1</sup>

### APPROACH ON THE APPLICATION OF IQA IN THE AMAZON

Recibido el 5 de abril de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

#### Abstract

*The occupation and use of the soil by agricultural activities and of extractivism, for example alter the physical-chemical and biological processes in the natural systems. These changes can be evaluated through environmental quality monitoring, specifically by monitoring the quality of waters when occurring in a river basin, since the river is an integrator of the phenomena occurring in the watershed slopes. The article aims to understand the interactions between water quality and degradation in the Legal Amazon. The research was done in an exploratory way on the Water Quality Index (WQI) in the Legal Amazon, taking into account the main economic activities of the region that are linked to the deforestation process, where only the large hydrographic basins are monitored, limiting planning and management of its water resources. WQI is a practical and objective tool, as an initial indication of water quality and degradation. There are still few studies using the WQI on Amazon water quality, environmental agencies should establish control and inspection with the greatest possible rigor to strengthen the tripod of sustainable development (environment, society and economy), not allowing economic growth to be uncontrollably ahead of social and environmental development in Brazil.*

**Keywords:** Legal Amazon, management of water resources, water quality.

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

\* *Autor correspondente:* Instituto de Tecnologia, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará. Rua Augusto Correa, 01 – Guamá, Belém, Pará, 66.075-110, Brasil. Email: [rssl@ufpa.br](mailto:rssl@ufpa.br)

## Resumo

Diversas atividades antrópicas podem ocasionar alteração significativa os processos físico-químicos e biológicos nos sistemas naturais, a exemplo da ocupação e uso do solo por atividades agropecuárias e de extrativismo. Estas alterações podem ser avaliadas através de monitoramentos da qualidade ambiental, especificamente pelo monitoramento da qualidade das águas quando ocorridas em uma bacia hidrográfica, uma vez que o rio é um integrador dos fenômenos ocorrentes nas vertentes da bacia. O artigo tem como objetivo compreender as interações entre qualidade e degradação hídrica na Amazônia Legal. A pesquisa foi realizada de forma exploratória sobre o Índice de Qualidade da Água (IQA) levando-se em consideração as principais atividades econômicas da região, que estão ligadas ao processo de desmatamento, acentuando-se a essa problemática o fato de apenas as grandes bacias hidrográficas serem monitoradas, limitando o planejamento e a gestão de seus recursos hídricos. O IQA é uma ferramenta prática e objetiva, como um indicativo inicial sobre a qualidade e degradação hídrica. Ainda há poucos estudos utilizando o IQA sobre a qualidade hídrica amazônica. Órgãos ambientais devem estabelecer um controle e fiscalização com o maior rigor possível para o fortalecimento do tripé do desenvolvimento sustentável (meio ambiente, sociedade e economia), não permitindo que o crescimento econômico fique descontroladamente à frente do desenvolvimento social e ambiental no Brasil.

**Palavras chave:** Amazônia Legal, gestão de recursos hídricos, qualidade da água.

---

## Introdução

Entre usos importantes da terra destaca-se a agricultura, pastoreio, vegetação natural, vida selvagem, pecuária, desenvolvimento residencial, retenção de água e infraestrutura de transporte, associados a estes usos o crescimento da população é uma das principais causas dos conflitos cada vez mais frequentes sobre os usos da terra que estão ocorrendo em todo o mundo (Seeboonruang, 2012).

O aumento nas atividades urbanas, agrícolas e industriais preocupa especialistas quanto às questões ambientais e, em particular, no que diz respeito à poluição da água. Para Seeboonruang (2012) a degradação da qualidade da água pode resultar de múltiplas atividades de uso da terra, incluindo fontes pontuais e não pontuais. A poluição é responsável por afetar a integridade biológica dos sistemas aquáticos, a degradar a qualidade da água e a afetar a saúde humana direta e indiretamente (Wong y Hu, 2014).

Giri e Qiu (2016) definem a qualidade da água como uma medida que pode avaliar o uso da água para diferentes propósitos (consumo, agricultura, indústria, recreação e habitat) usando vários parâmetros físicos, químicos e biológicos, variando com base na localização, tempo, clima e a presença de fontes de poluição.

A avaliação da qualidade da água é uma das principais tarefas para garantia da segurança hídrica, por conseguinte, devem ser desenvolvidos métodos de avaliação eficazes e critérios de avaliação concretos para avaliar o risco dos recursos hídricos, a fim de garantir a segurança da água para o desenvolvimento sustentável e a saúde pública (Wong y Hu, 2014).

De acordo com Augusto *et al.* (2012), o uso e a ocupação do solo, assim como também a proteção do manancial são elementos importantes para serem considerados na qualidade final da água das bacias.

Na região amazônica somente as grandes bacias hidrográficas são monitoradas, limitando o planejamento e a gestão dos recursos hídricos na região, onde pequenas comunidades não têm meios para utilização sustentável dos recursos hídricos, o que dificulta o desenvolvimento socioeconômico da região (Blanco *et al.*, 2008).

O IQA é uma técnica de classificação que fornece a influência de uma composição de parâmetros de qualidade da água. A qualidade da água e sua adequação para fins de consumo podem ser examinadas determinando seu índice de qualidade para consumo humano (Ramakrishnaiah *et al.*, 2009).

Este índice é uma ferramenta comum para a avaliação quantitativa da qualidade da água (Feng *et al.*, 2015), converte dados de concentração de poluentes em valores de subíndices e, em seguida, combina o valor de uma pontuação única (Dobbie y Dail, 2013, Fox, 2014). A principal vantagem do IQA é sua capacidade de comunicação resumida e clara (Feng *et al.*, 2015). Ramesh *et al.* (2010) sintetizam que o IQA é uma ferramenta matemática para integrar os dados complexos de qualidade da água em um escore numérico que descreve o estado geral da qualidade da água.

Para obter informações de maneira relativamente simples com uma visão global, índices de qualidade da água têm sido popularmente aplicados em diversas pesquisas no monitoramento da qualidade da água de água doce nos últimos anos. Estes índices geralmente levam em conta os parâmetros gerais da água, como oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez e concentrações de amônia, entre outros (Lobato *et al.*, 2015).

Diversos estudos aplicam técnicas estatísticas para propor especificamente o IQA utilizando ponderações para cada parâmetro de qualidade da água analisada, bem como, estudos de avaliação da qualidade da água foram realizados aplicando técnicas estatísticas como análise de componentes principais (Whittaker *et al.*, 2012).

Comprovadamente o IQA é um método prático que considera variáveis ambientais críticas que representam as condições de poluição no corpo hídrico (SIMÕES *et al.*, 2008), além disso o índice facilita comparações entre diferentes locais de amostragem e identificar as mudanças nas tendências da qualidade da água (Sun *et al.*, 2016).

Diante do exposto, o artigo tem como objetivo compreender as interações entre qualidade e degradação hídrica na Amazônia Legal. No contexto deste objetivo, destaca-se o IQA, como

ferramenta para interpretar facilmente estas informações ambientais de fundamental importância para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, bem como as principais atividades econômicas desenvolvidas na região.

#### *Gestão de recursos hídricos no Brasil*

Behmel *et al.* (2016) abordam que dada a crescente pressão sobre os recursos hídricos, a gestão integrada de recursos hídricos vem sendo cada vez mais adotada para alcançar metas destinadas a prevenir e gerenciar a poluição da água. Ainda segundo os autores, um dos principais desafios é obter uma avaliação confiável da qualidade da água superficial através de programas de monitoramento da qualidade da água, para que os gestores possam entender, interpretar e usar estas informações como apoio para tomadas de decisão de acordo com a destinação do recurso hídrico, tendo as bacias hidrográficas como foco nesta gestão.

A utilização da água pela sociedade humana visa a atender suas necessidades pessoais, atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais. No entanto, essa diversificação no uso da água, quando realizada de forma inadequada, provoca alterações na qualidade da mesma, comprometendo os recursos hídricos e por consequência seus usos para os diversos fins. A qualidade da água é aspecto indispensável, quando se trata dos seus principais usos, em especial, para fins como o abastecimento humano. Este uso tem sofrido restrições significativas em função de prejuízos nos rios provenientes das ações naturais e antrópicas, as quais alteram os aspectos de qualidade e quantidade de água disponível para o uso humano (Souza *et al.*, 2014).

A gestão de recursos hídricos abrange informações de várias fontes e áreas de conhecimento técnicas, jurídicas e institucionais que têm seus aspectos conceituais, ideológicos e éticos e novos modelos administrativos, diferentes formas de pensar e novos fenômenos como crises econômicas, mudanças climáticas e atividades antropogênicas que mudam continuamente o meio ambiente (Araújo *et al.*, 2015).

Segundo a Lei Federal nº 9.433 de 08/01/1997 que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), a bacia hidrográfica é o instrumento de gestão nos planos de recursos hídricos elaborados no país, servindo para o planejamento das intervenções humanas (Brasil, 1997).

Por definição, bacia hidrográfica, é como um conjunto de terras limitadas por divisores de águas contendo uma rede de drenagem que escoar a água para um único ponto denominado exutório; sendo que o sistema de drenagem da bacia é composto de nascentes dos cursos de água, principais e secundários, denominados afluentes e subafluentes (Targa *et al.*, 2012; Tucci, 2001; Watrin *et al.*, 2009).

As bacias hidrográficas são unidades fundamentais para o gerenciamento dos recursos hídricos e para o planejamento ambiental, sendo identificadas como unidades de planejamento administrativo para fins de conservação dos recursos naturais (Pegado, 2010, Vittala *et al.*, 2008).

Os componentes das bacias hidrográficas coexistem em permanente e dinâmica interação, respondendo às interferências naturais e àquelas de natureza antrópica, o que afeta os ecossistemas como um todo (Souza y Fernandes, 2000, Souza *et al.*, 2012).

### *Legislação ambiental aplicada ao controle da qualidade hídrica superficial*

A Resolução CONAMA nº 20/1986 é pioneira no estabelecimento de faixas para o controle de poluição hídrica, fixando padrões específicos de qualidade das águas para fins de balneabilidade ou recreação de contato primário, dividindo as águas do território nacional em águas doces (com salinidade  $\leq 0.5\%$ ), salobras (com salinidade entre 0.5% e 30%) e salinas (com salinidade  $\geq 30\%$ ), classificadas segundo seus usos preponderantes em um total de nove classes (Quadro 1).

**Quadro 1.** Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes.

Uso	Classe									
	Especial	Doces				Salinas		Salobras		
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Abastecimento doméstico	X (a)	X (b)	X (c)	X (c)						
Preservação e equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X									
Proteção das comunidades aquáticas		X	X			X		X		
Recreação de contato primário		X	X			X		X		
Irrigação		X (d)	X (e)	X (f)						
Criação natural e/ou intensiva de espécies (aquicultura)		X	X			X		X		
Dessedentação de animais				X						
Navegação					X		X (g)		X (g)	
Harmonia paisagística					X		X		X	
Recreação de contato secundário							X		X	
Usos menos exigentes					X					

*Nota: (a) sem prévia ou com simples desinfecção; (b) após tratamento simplificado; (c) após tratamento convencional; (d) hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; (e) hortaliças e plantas frutíferas; (f) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; e (g) navegação comercial. Fonte: Brasil (1986).*

No Brasil, a legislação específica sobre manejo de recursos hídricos é denominada Lei das Águas, Lei 9,433 de 1997 (Brasil, 1997), que instituiu a PNRH e criou o Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos (SINGREH).

De acordo com esta lei, os princípios fundamentais da PNRH são que a água é um bem público e um recurso natural finito com valor econômico; a gestão da água deve permitir múltiplos usos da

água, ser descentralizada e incluir a participação do governo, usuários e comunidades; em caso de escassez de água, a água deve ser utilizada para consumo humano e pecuário; e o SINGREH e a PNRH têm jurisdição sobre as bacias hidrográficas.

A PNRH inclui os seguintes instrumentos: planos de recursos hídricos; Classificação das águas com base na sua utilização primária; Concessão de direitos de uso de água; Cobrança pelo uso de recursos hídricos; e sistemas de informação para recursos hídricos.

No ano 2000, o CONAMA, por meio da Resolução CONAMA nº 274 (Brasil, 2000) revogou os artigos 26 a 34 da Resolução nº 20 (BRASIL, 1986), definindo os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Posteriormente, estas resoluções foram revogadas pela Resolução nº 357 (Brasil, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e o grande diferencial: estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 define o estabelecimento de uma meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento do corpo d'água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo (Brasil, 2005).

Segundo a CETESB (2007), no Brasil ao menos sete índices são usualmente utilizados como indicadores de qualidade das águas de acordo com os usos preponderantes da água, ou seja, os usos mais exigentes a que a água fora destinada. São eles o Índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas (IVA); Índice de qualidade das águas brutas para fins de abastecimento público (IAP); Índice de balneabilidade (IB); Índice da comunidade bentônica (ICB); Índice de estado trófico (IET); Índice da comunidade fitoplanctônica (ICF); e Índice de qualidade das águas (IQA).

A necessidade de adequações para avaliar diferentes usos da água, além de possíveis ajustes em índices já conhecidos, gerou outros. “Todos estes índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água” (Toledo y Nicolella, 2002).

#### *Indicadores de qualidade da água*

Assegurar volumes suficientes de água doce com qualidade adequada para satisfazer uma variedade de utilizações (ou fins específicos) é uma medida necessária para apoiar o desenvolvimento econômico e a saúde dos ecossistemas (Schewe *et al.*, 2014).

Monitorar a qualidade da água e tomar decisões qualitativas e quantitativas com base em dados reais tornou-se um desafio para engenheiros ambientais em todas as etapas do processo, desde

a coleta, armazenamento e processamento até análise e interpretação dos resultados (Lermontov *et al.*, 2009).

A água contém diversas características provenientes do ambiente natural ou incorporados a partir de atividades antrópicas associadas a seus usos múltiplos. A partir destas características (físicas, químicas e biológicas) é possível avaliar sua qualidade.

Os parâmetros que compõem as características físicas da água são: temperatura, sabor, odor, cor, turbidez, sólidos (em suspensão ou dissolvidos) e condutividade elétrica. Os parâmetros químicos incluem pH, alcalinidade, acidez, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo, fluoretos, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, demanda bioquímica e química de oxigênio, componentes inorgânicos e orgânicos. Dentre os parâmetros que representam suas características biológicas têm-se vírus, bactérias (sobretudo coliformes) e algas.

Índices de qualidade da água são amplamente utilizados como um método prático para observar e representar problemas da poluição de água, pois não requer um número enorme de diferentes parâmetros para seu desenvolvimento e validação, apenas a concentração de um número limitado de parâmetros, possibilitando simplesmente olhar um único número e escala correspondente para entender a qualidade da água de forma eficaz (Akkoyunlu y Akiner, 2012).

Existem diferentes ferramentas para controle e gestão de bacias hidrográficas, sendo o IQA uma delas (Akkoyunlu y Akiner, 2012). Um IQA é comumente calculado a partir dos resultados da análise de componentes principais usando o produto da proporção de variação e as cargas para cada variável (Whittaker *et al.*, 2012).

Poonam *et al.* (2015) sintetizaram o histórico do desenvolvimento do IQA. A categorização da qualidade da água começou em meados do século XX por Horton em 1965 (Horton, 1965). Em 1970, Brown *et al.* (1970) desenvolveram um índice geral de qualidade da água.

Em 1982, Steinhart *et al.* (1982) aplicaram um novo índice de qualidade ambiental para resumir informações técnicas sobre o estado e tendências no ecossistema dos Grandes Lagos. O Grupo de Tarefas de Qualidade da Água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente introduziu o IQA no Canadá, em meados da década de 1990.

Na Índia, o trabalho pioneiro em IQA foi feito por Bhargava, onde a qualidade da água é expressa como um número (variando de 0 para água extremamente poluída até 100 para a água absolutamente não poluída) representando o efeito integrado dos parâmetros que amplificam a carga de poluição (Bhargava, 1983).

Nos países em desenvolvimento, o maior desafio foi desenvolver estratégias de controle de poluição com análise de custo como fator limitante devido aos recursos restritos. Portanto, Ongley em 1998 sugeriu, para tais situações, apenas alguns parâmetros críticos devem ser usados para avaliar o IQA (Ongley, 1998; Ongley y Booty, 1999).

Alguns índices de qualidade da água frequentemente usados em domínios públicos são o US National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), Índice de Qualidade da Água do Fluxo da Flórida (FWQI), Índice de Qualidade da Água da Colúmbia Britânica (BCWQI), Índice de Qualidade da Água do Oregon (OWQI) e o Índice Canadense de Qualidade da Água (CCME WQI) que foi certificado pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (Said *et al.*, 2004).

Poonam *et al.* (2015) abordam sobre a categorização de índices de qualidade da água em quatro grupos principais (Quadro 2).

**Quadro 2.** Categorização de índices de qualidade da água.

Categoria	Objetivos
Índices públicos	Avaliação da qualidade da água, independente do tipo de consumo
Índices específicos de consumo	Avaliar a qualidade da água considerando o tipo de consumo e aplicação (consumo, industrial, preservação do ecossistema, etc.)
Delineamento ou planejamento de índices	Auxiliar a tomada de decisões e planejamento em projetos de gestão da qualidade da água
Índices estatísticos	Avaliar os dados através de métodos estatísticos e de maneira impessoal

Fonte: Poonam *et al.* (2015).

Poonam *et al.* (2015) enfatizam que a não utilização da avaliação por métodos estatísticos é uma abordagem de opinião de especialistas, subjetiva, devido aos pesos diferentes para as mesmas variáveis, levando a diminuir a objetividade e a comparabilidade dos índices, ainda assim, muitos índices alternativos foram desenvolvidos, porém, os pressupostos de subjetividade no desenvolvimento dos índices podem ser reduzidos usando abordagens estatísticas, que também podem ser usadas para identificar parâmetros importantes na determinação da qualidade de um corpo de água, bem como a extensão de sua significância.

Por meio de uma revisão literária, Poonam *et al.* (2015) apresentam o procedimento básico para desenvolvimento do IQA, partindo da seleção de variáveis com base no monitoramento de



amostras de água para geração de dados brutos. Uma vez que os dados brutos são gerados, as variáveis são transformadas por meio de diferentes abordagens estatísticas, onde vários parâmetros têm diferentes unidades a fim de classifica-los numa escala comum e geração de subíndices.

A ponderação é atribuída a cada parâmetro com pesos (através da opinião de especialistas) de acordo com sua importância e impactos potenciais na qualidade da água (alguns índices desenvolvidos não utilizam atribuição de peso), desse modo é possível agregar subíndices para gerar um valor de índice cumulativo, e, finalmente, a avaliação e classificação da qualidade da água é feita (Poonam *et al.*, 2015). Os autores delineiam o cálculo do IQA em quatro etapas: 1) selecionar um conjunto de variáveis para descrever a qualidade da água; 2) variáveis de diferentes unidades são convertidas na mesma escala; 3) às variáveis são atribuídas ponderações com base na sua importância relativa para a qualidade da água; 4) gerar o IQA usando agregação ponderada ou método de agregação não ponderada.

De acordo com Dobbie e Dail (2013), um índice composto é uma combinação de múltiplas fontes de informação medidas de forma a fornecer um resumo que não é diretamente mensurável considerando cinco etapas fundamentais para sua construção, a saber, (1) a definição de um quadro teórico para apoiar a composição do índice; (2) selecionar, limpar e manipular os dados indicadores brutos; (3) padronização dos dados; (4) ponderação e agregação dos indicadores; e (5) avaliação da robustez e sensibilidade do índice.

#### *Classificação do IQA-CETESB em rios da Amazônia Legal*

Em 1970, a partir do estudo realizado pela US National Sanitation Foundation, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adaptou e desenvolveu um Índice de qualidade da água, o IQA-CETESB.

Este índice é composto por nove parâmetros com objetivo de avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores “rating”. Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostos, somente nove foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro (CETESB, 2016).

Áreas tropicais passam anualmente por ciclos hidrológicos bem definidos, e esses recursos têm sido cada vez mais estudados para obter informações que possam auxiliar no monitoramento de

impactos ambientais causados por pressões antropogênicas e pode levar à tomada de decisões; entretanto, não foram construídos dados do IQA na literatura considerando a transparência da água ou o ciclo hidrológico da região amazônica (Lobato *et al.*, 2015).

A Amazônia Legal tem território de 5,217,423 km<sup>2</sup>, equivalente a 61% do território brasileiro. Foi criada em 1953 para fins de planejamento político (Homma, 2008) e compreende integralmente os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins e, parcialmente, o Maranhão.

Vários estudos foram elaborados a fim de avaliar e classificar a qualidade da água na região amazônica, no Quadro 3 apresentam-se os principais estudos publicados em periódicos sobre esta avaliação. Na Figura 1 encontram-se espacializadas geograficamente as regiões onde os autores do Quadro 3 desenvolveram as pesquisas na Amazônia Legal.

De acordo com Brito *et al.* (2010), a classificação da qualidade da água na região amazônica pode estar muito mais associada às características naturais dos corpos de água, como exemplo, baixos valores de pH e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, do que com agentes poluidores (esgoto não tratado, defensivos agrícolas) de origem doméstica, industrial ou agrícola.

Segundo Alves *et al.* (2012), valores de sólidos totais e turbidez, característicos de rios amazônicos, favorecem a diminuição do IQA. Aumentar a concentração de sedimentos reduz o nível de oxigênio na água e também altera a temperatura da água, resultando em um ambiente desfavorável ao organismo aquático (Malone, 2009).

A acidez, carga de matéria orgânica de origem vegetal e elevada turbidez das águas são características típicas dos rios amazônicos de águas brancas (Sioli, 1957), e o efeito combinado entre algumas variáveis torna as águas Amazônicas diferenciadas de outros rios do Brasil (Alves *et al.*, 2012). “As atividades regionais desenvolvidas modificam os usos múltiplos da água e seus aspectos espaciotemporais, desfigurando as paisagens, reduzindo sua biodiversidade” (Nascimento, 2011).

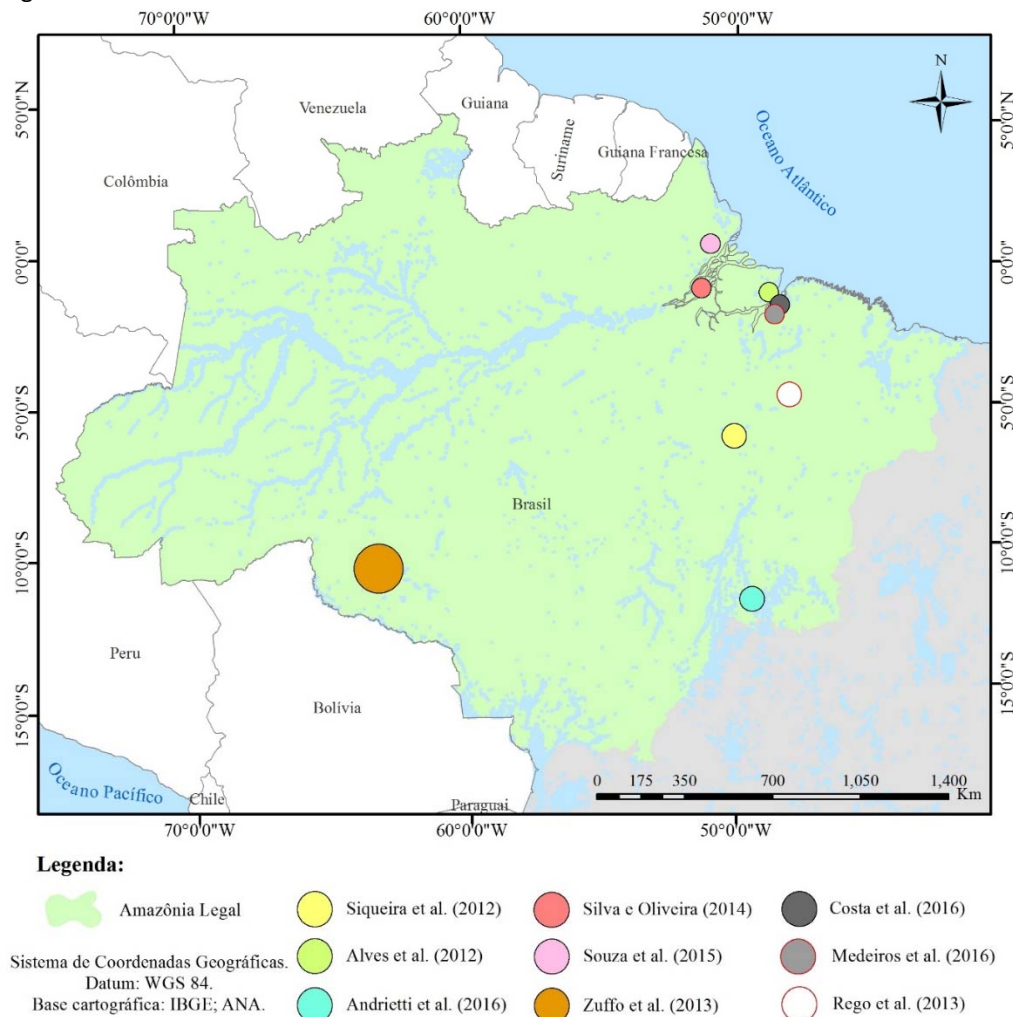
Segundo Margulis (2003) as principais atividades econômicas na Amazônia são agricultura, pecuária e madeireira, sendo extração de madeira, pecuária e lavouras, as principais atividades agropecuárias. Na Amazônia Legal, Fearnside (2003) e Alencar *et al.* (2004) enfatizam a extração madeireira, a pecuária e a agroindústria como principais atividades econômicas. Estas atividades estão diretamente ligadas ao processo de desmatamento na região.

De acordo com Selborne (2001), a agricultura é o maior consumidor de água doce, sendo responsável por cerca de três quartos do consumo mundial. Se a população aumentar em 65% nos próximos 50 anos, como é virtualmente certo, cerca de 70% dos habitantes do planeta

enfrentarão deficiências no suprimento de água, e 16% deles não terão água bastante para produzir sua alimentação básica.

Atualmente, os usos múltiplos das águas proporcionam desafios para a gestão dos recursos hídricos nacionais em todas as regiões, como: a expansão da geração hidrelétrica e da navegação; a expansão da fronteira agrícola; o controle da poluição e o déficit hídrico. Para Nascimento (2011) os usos múltiplos d'água nas atividades rurais e urbanas alteram as condições naturais dos rios, principalmente da sua dinâmica fluvial, com consequências de causa e efeito, podendo provocar impactos irreparáveis.

**Figura 1.** Espacialização geográfica das regiões onde os autores do Quadro 3 desenvolveram as pesquisas na Amazônia Legal.



Fonte: Autores (2020)

**Quadro 3.** Classificação da qualidade da água, de acordo com o IQA-CETESB, em rios da Amazônia Legal.

Rio Localização	Descrição	Classificação	Referência
Parauapebas, localizado no centro-sul do Estado do Pará e cortando o município de mesmo nome.	20 pontos ao longo do rio Parauapebas, no trecho de maior urbanização com cerca de 400 m entre cada ponto, tendo extensão de aproximadamente 8 km. Todo mês de setembro dos anos de 2004, 2007 e 2009, durante o período de menor precipitação na região e fluxo básico do rio, águas superficiais (0.1 m) foram coletadas contra a corrente.	Regular	Siqueira <i>et al.</i> (2012)
Arari, localizado na porção leste da ilha do Marajó, norte do Brasil.	Quatro campanhas foram realizadas no rio Arari em 2009 com duas no período de descarga máxima e duas no período de descarga mínima. No trecho compreendido entre Santana e Cachoeira do Arari (43.7 km de comprimento) foram distribuídas três estações de coleta.	Período chuvoso: Ruim. Período menos chuvoso: Ruim / Regular.	Alves <i>et al.</i> (2012)
Caiabi, localizado na região médio Norte do Estado de Mato Grosso.	Foram selecionados 5 locais de coleta ao longo canal principal do rio, considerando os aspectos de logística e acessibilidade ao local de coleta nos meses de seca e de chuva.	Boa	Andrietti <i>et al.</i> (2016)
Araguari, em Ferreira Gomes, Estado do Amapá.	Oito pontos de coleta distribuídos na Reserva Particular de Patrimônio Natural Seringal Triunfo, no mês de dezembro 2012 representando o período seco e no mês de junho 2013 representando o período de cheia.	Período de cheia: Regular. Período de seca: Boa / Regular.	Silva; Oliveira (2014)
Caba Vida, município de Brejinho de Nazaré, parte central do Estado do Tocantins, zona metropolitana de Palmas.	Dois pontos de coletas, analisando os meses de outubro e novembro de 2012.	Regular / Ruim.	Pinto <i>et al.</i> (2015)
Estado de Rondônia	Vinte e quatro pontos distribuídos entre bacias hidrográficas estaduais. Com três campanhas entre os anos de 1996 e 1997	Boa	Zuffo <i>et al.</i> (2013)
Pedreira, dentro dos limites do Município de Porto Grande com Ferreira Gomes, Amapá,	Quatro campanhas amostrais divididas entre período de seca e de cheia, de 2013 a 2014.	Boa / Regular.	Souza <i>et al.</i> (2015)
Arapiranga, inicia-se na cidade de Abaetetuba, no norte do Brasil, e desagua no rio Pará junto à Vila de Beja.	A amostragem foi realizada em três pontos, em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2012.	Boa	Costa <i>et al.</i> (2016)
Curupê-Dendê, nas proximidades das regiões industriais e portuárias da cidade de Barcarena.	A amostragem foi realizada em três pontos, em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2012.	Regular	Costa <i>et al.</i> (2016)
Murucupi, nas proximidades das regiões industriais e portuárias da cidade de Barcarena.	A amostragem foi realizada em três pontos, em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2012.	Ruim / Regular.	Costa <i>et al.</i> (2016)
Arapiranga, em Abaetetuba	A amostragem foi realizada em oito pontos.	Regular / Boa	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
Murucupi, em Barcarena	A amostragem foi realizada em oito pontos.	Regular / Boa	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
Pebas, em Rondon do Pará	A amostragem foi realizada em três pontos, considerando os períodos de estiagem e chuvoso.	Regular	Rego <i>et al.</i> (2013)
Ararandeua, em Rondon do Pará	A amostragem foi realizada em três pontos, considerando os períodos de estiagem e chuvoso.	Ruim / Regular	Rego <i>et al.</i> (2013)

### *Degradação hídrica em bacias hidrográficas*

A base para a gestão dos recursos hídricos está na legislação que contém parâmetros que irão responder às políticas específicas (Araújo *et al.*, 2015). Assim, por meio da PNRH (Brasil, 1997), compreende-se que no Brasil se destaca a adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de planejamento; o princípio dos usos múltiplos da água, no qual os recursos hídricos devem estar disponíveis em igualdade de oportunidades, para todos os usuários interessados em seu uso, dando prioridade em cada bacia ao uso que gera os maiores benefícios sociais líquidos; o reconhecimento da água como bem econômico, devido à sua escassez na natureza; e a gestão descentralizada, participativa e integrada do uso da água.

Entre os instrumentos adotados pela PNRH, destaca-se a importância dos Planos de Recursos Hídricos, do enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes da água e do o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

A gestão dos recursos hídricos assume grande importância porque afeta quase todos os aspectos da economia, em particular: a produção de alimentos, saúde, segurança do abastecimento doméstico de água, esgotamento sanitário, indústria, energia e sustentabilidade ambiental (Carr *et al.*, 2012); os usos múltiplos da água devem ser planejados a fim de viabilizar a sustentabilidade ambiental (Augusto *et al.*, 2012).

Sánchez (2008) relaciona o uso dos ambientes naturais aquáticos, e a forma que os processos produtivos econômicos e a sociedade os utilizam, enfatizando sobre a importância de estar alerta quanto as repercussões degradadoras como a poluição, que possivelmente é o maior fenômeno que altera toda a natureza de forma danosa.

De acordo com explicações de Carrera-Fernandez (2000), o setor de geração energética brasileiro, por conta de um tratamento assimétrico estabelecido pelo Governo Federal, centralizava decisões sobre recursos hídricos até os anos de 1970, quando outros setores usuários (como a irrigação, o abastecimento urbano e, em certa extensão, a indústria) começaram a se posicionar contra esta priorização.

Ainda segundo o autor, dessa forma, começou a florescer no Brasil o chamado “princípio dos usos múltiplos”, segundo o qual os recursos hídricos devem ser acessíveis a todos os setores interessados em seu uso, dando-se o predomínio, em cada bacia ou região hidrográfica, ao uso que gerar os maiores benefícios sociais líquidos.

Segundo a Agenda 21 brasileira (1996), há poucas regiões no mundo ainda livres dos problemas da perda de fontes potenciais de água doce, da degradação na qualidade da água e da poluição das fontes superficiais e subterrâneas, onde os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem, em ordem variável de importância, segundo as diferentes

situações, de esgotos domésticos tratados de forma inadequada, de controles inadequados dos efluentes industriais, da agricultura migratória sem controle e de práticas agrícolas deficientes.

Ao se admitir o “uso múltiplo” das águas dos mananciais criou-se um incentivador do aproveitamento ou exploração máxima das bacias hidrográficas, o que é incompatível com a necessidade prioritária para o consumo humano; a crítica à legislação atual se dá quando o uso para o consumo humano é colocado no mesmo plano de igualdade dos demais usos, diferentemente do Código de Águas, que o definia como o mais nobre dos usos (Augusto *et al.*, 2012).

Diferentes atividades agrícolas degradam a qualidade da água, por exemplo, práticas agrícolas inadequadas, como o arado excessivo, perturbam as partículas do solo e essas partículas de solo chegam nas águas mais próximas através da erosão do solo pelo escoamento superficial (Giri y Qiu, 2016). Ocorre que partículas de solo são carregadas, por ação da água ou do vento, e são levadas pelo escoamento superficial aos corpos hídricos mais próximos.

As atividades agrícolas provocam impactos sobre o ambiente, tais como desmatamentos e expansão da fronteira agrícola, queimadas em pastagens e florestas, poluição por dejetos animais e agrotóxicos, erosão e degradação de solos, desertificação e contaminação das águas (Leite *et al.*, 2011). Perda da vegetação nativa/local e afugentamento da fauna são impactos ambientais consequentes da atividade de desmatamento. As consequências das emissões de misturas tóxicas como pesticidas, metais pesados, produtos industriais e uma variedade de outras substâncias, podem ser sérias no processo de degradação hídrica (Vega *et al.*, 1996).

A aplicação excessiva de fertilizantes, estrume e pesticidas para uma melhor produção agrícola, bem como a proteção das culturas pode ser prejudicial (Giri y Qiu, 2016). Aquino, Paletta y Almeida (2017) destacam que fertilizantes e pesticidas são responsáveis pela bioacumulação e pelo acúmulo de poluentes da água. Em mananciais superficiais, acordo com FAO (2020), a fertilização gera lixiviação de nutrientes provocando a eutrofização, o excesso de crescimento de algas ocasionando a desoxigenação de água e mortes de peixes; a difusão de estrume contamina águas receptoras por agentes patogênicos, metais, fósforo e nitrogênio, provocando a eutrofização e potencial contaminação; e pesticidas contaminam águas e biota causando impactos à saúde pública.

O excesso de nitrogênio e fósforo dos campos agrícolas entra em cursos de água através de escoamento superficial e o aumento desse teor de nutrientes acelera a eutrofização resultando na morte de peixes e outros organismos aquáticos (Carpenter, 2008).

Para exemplificar a interação entre atividades agrícolas e degradação hídrica, Batalha *et al.* (2014) avaliaram as condições físico-químicas e biológicas por meio do IQA-CESTEB em águas superficiais

no entorno da Flona Tapajós (oeste do Estado do Pará) e concluíram que os corpos hídricos são sensíveis às alterações no uso e cobertura do solo.

Os impactos ambientais relacionados aos poluentes (dejetos humanos, lixos, venenos, efluentes agrícolas e resíduos industriais) e ao uso intensivo do solo, segundo o modelo agrícola com dependência de agrotóxicos e de biotecnologia, mecanização, irrigação, monocultura e concentração de terras, afetam negativamente a disponibilidade e qualidade da água para consumo humano (Augusto *et al.*, 2012).

Augusto *et al.* (2012) afirmam que a baixa preocupação com a qualidade da água é uma questão crítica permanente, e que houve um retrocesso em relação ao “velho Código de Águas”, que era mais rigoroso do que a atual legislação.

Em uma visão geral, a demanda hídrica visa atender os usos múltiplos de maneira sustentável, porém, a heterogeneidade espaço-temporal, bem como a poluição, afeta diretamente esta relação. Como os recursos hídricos têm usos múltiplos, a água pode ser classificada como boa ou ruim de acordo com a atividade fim. Para que haja a definição da qualidade da água em determinado uso, alguns índices que agrupam os diversos parâmetros de qualidade de interesse foram desenvolvidos.

Giri e Qiu (2016) pontuam que as buscas por soluções para os problemas de degradação hídrica, bem como outras questões ambientais, baseiam-se nos seguintes fatores: i) educação ambiental, ii) formação de legislação ambiental, iii) uso de novas tecnologias e iv) aceitação da tecnologia pela sociedade.

### Considerações finais

A legislação ambiental brasileira é considerada uma das mais completas do mundo, visando garantir a preservação do grande patrimônio ambiental do país. O que a torna menos efetiva é o fato destas leis não serem cumpridas da maneira adequada. No caso da Amazônia Legal, área importante do ponto de vista desenvolvimento socioeconômico, o grande desafio é operacionalizar o monitoramento ambiental devido as dificuldades relacionadas sua extensão territorial, baixa densidade democrática (comparada a outras regiões brasileiras), dificuldade de acesso, baixo contingente técnico disponível, entre outras.

A Amazônia Legal ainda carece de informações consistentes quanto a sua qualidade hídrica. Isso permite concluir que apesar da importância destas informações, sintetizadas pelo IQA, pouco se utiliza esta ferramenta como integrante da gestão regional.

Para que a gestão regional baseada na utilização do IQA se torne sustentável e efetiva, é indispensável a participação social ativa por meio das instituições e órgãos financiadores de ensino e pesquisa, de órgãos ambientais (a nível federal e estadual), que disponham de apoio financeiro e operacional de forma adequada e contínua, com suporte de comunidades (implementação de comitês de bacias), para geração e disseminação de informações para o monitoramento ambiental da qualidade hídrica na Amazônia.

Diante do exposto é primordial compreender que o IQA é e deve ser visualizado como o indicativo inicial da qualidade da água, como ponto de partida para análises mais criteriosas, sobretudo na Amazônia Legal, onde atividades de extrativismo, principalmente o mineral, são intensas. O IQA-CETESB foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta visando seu uso para o abastecimento público após tratamento, apresentando limitações, tendo em vista que não são analisadas variáveis como substâncias tóxicas (metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos) e protozoários patogênicos.

A avaliação de toxicidade, junto com a análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos são ferramentas essenciais na avaliação da saúde dos mananciais superficiais servindo como uma forma de alerta para possíveis problemas de degradação hídrica.

Visando garantir a proteção e preservação do patrimônio ambiental brasileiro, os órgãos ambientais devem estabelecer um controle e fiscalização com o maior rigor possível, conhecendo características das atividades executadas na região e considerando que estas atividades podem, caso haja problemas no controle ambiental, ocasionar em prejuízos ambientais imensuráveis como os já ocorridos recentemente devido aos rompimentos de barragens de rejeitos de mineração, por exemplo.

O tripé do desenvolvimento sustentável (meio ambiente, sociedade e economia) precisa ser fortalecido, tendo em vista que os problemas recentes indicam que a preocupação com o crescimento econômico está à frente do desenvolvimento social e ambiental no Brasil. Assim, devem ser estabelecidas medidas de controle eficazes e metas mitigadoras, superando os desafios e dificuldades regionais, com o intuito de reduzir a degradação hídrica, com uso de novas tecnologia e aceitação destas tecnologias pela sociedade.

## Referências

- Agenda 21 (1996) Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos. *Água em Rev: Suplemento das Águas*, 14-33. Disponível em:  
[http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:9cqVORv2x5oJ:ftp://ftp.ufv.br/def/disciplinas/ENF448/aula\\_02\\_agenda21/agenda21/18%2520-%2520Recursos.pdf+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br](http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:9cqVORv2x5oJ:ftp://ftp.ufv.br/def/disciplinas/ENF448/aula_02_agenda21/agenda21/18%2520-%2520Recursos.pdf+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br)



- Akkoyunlu, A., Akiner, M. E. (2012) Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, **18**, 501–511.
- Alencar, A., Nepstad, N., Mcgrath, D., Moutinho, P., Pacheco, P., Diaz, M. D. C. V., Filho, B. S. (2004) Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM)
- Alves, I. C. C., El-Robrini, M., Santos, M. L. S., Monteiro, S. M., Barbosa, L. P. F., Guimarães, J. T. F. (2012) Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil) *Acta Amazonica*, **42**(1), 115-124.
- Andrietti, G., Freire, R., Amaral, A. G., Almeida, F. T., Bongiovani, M. C., Schneider, R. M. (2016) Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. *Revista Ambiente e Água*, **11**(1), 162 -175.
- Aquino, A. R., Paletta, F. C., Almeida, J. R. (2017) Vulnerabilidade ambiental. São Paulo: Blucher.112 pp. Disponível em: <http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-1.amazonaws.com/openaccess/9788580392425/completo.pdf>
- Araújo, R. S., Alves, M. G., Melo, M. T. C., Chrispim, Z. M. P., Mendes, M. P., Silva Júnior, G. C. (2015) Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. *Science of the Total Environment*, **511**, 815–828.
- Augusto, L. G. S., Gurgel, I.G. D., Câmara Neto, H. F., Melo, C. H., Costa, A. M. (2012) O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. *Ciência & Saúde Coletiva*; **17**(6), 1511-1522.
- Batalha, S. S. A., Martorano, L. G., Biase, A. G., Morales, G. P., Pontes, A. N., Santos, L. S. (2014) Condições físico-químicas e biológicas em águas superficiais do rio Tapajós e a conservação de Floresta Nacional na Amazônia, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **9**(4), 647-663.
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R., Rodriguez, M. J. (2016) Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of the Total Environment*, **571**, 1312-1329.
- Bhargava, D. S. (1983) Use of water quality index for river classification and zoning of Ganga River. *Environ. Pollut. Ser. B.*, England, **6**(1), 51–67.
- Blanco, C. J. C., Santos, S. S. M., Quintas, M. C., Vinagre, M. V. A., Mesquita, A. L. A. (2013) Contribution to hydrological modelling of small Amazonian catchments: application of rainfall–runoff models to simulate flow duration curves. *Hydrological Sciences Journal*, **58**(7), 1423-1433.
- Blanco, C. J. C., Secretan, Y., Mesquita, A. L. A. (2008) Decision support system for micro-hydro power plants in the Amazon region under a sustainable development perspective. *Energy for Sustainable Development*, **12**(3), 25–33.
- Brasil (1997) Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Lex: Diário Oficial da União. Seção 1, p. 470. Brasília, 09 de janeiro 1997.
- Brasil (1986) Resolução CONAMA 20, de 18 de junho de 1986. Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- Brasil (2000) Resolução CONAMA 274, de 29 de novembro de 2000. Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- Brasil (2005) Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- Brito, J. G., Sousa, A. K. F., Mera, P. A. S., Alves, L. F. (2010) Avaliação da qualidade da água de rios da Amazônia central. Anais/Resumos da 62ª Reunião Anual da SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, UFRN.
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., Tozer, R. (1970) *A Water Quality Index. Do we dare? Water and Sewage Works*, **117**(10), 339-343.
- Carrera-Fernandez, J. (2000) O Princípio dos Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos: Uma Análise a partir da Bacia do Rio Formoso no Oeste Baiano. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, **31**(Especial), 810-835.
- Carpenter, S. R. (2008) Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, v. **105**, 11039-11040.
- Carr, G., Blöschl, G., Loucks, D. P. (2012) Evaluating participation in water resource management: A review. *Water Resources Research*, **48**(11), 1-17.

- CETESB. (2007) Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: Anexo III - Índice de Qualidade das Águas. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo – Secretaria do Meio Ambiente. 23 pp.
- CETESB (2016) *Relatórios de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo*, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – Apêndice D. Índices de Qualidade das Águas. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- Costa, B. N. S., Pinheiro, S. C. C., Amado, L. L., Lima, M. O. (2016) Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecological Indicators*, **61**, 526-545.
- Dobbie, M. J., Dail, D. (2013) Robustness and sensitivity of weighting and aggregation in constructing composite indices. *Ecological Indicators*, **29**, 270-277.
- FAO. Food and Agriculture Organization. (2020) Chapter 1: Introduction to agricultural water pollution. Acesso em 08 mar 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e04.htm#classes>
- Fearnside, P. M. (2003) A floresta Amazônia nas mudanças globais. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)
- Feng, Y., Ling, L., Yanfeng, L., You, Z., Musong, C., Xigang, X. (2015) A dynamic water quality index model based on functional data analysis. *Ecol. Indic.*, **57**, 249-258.
- Fox, D. R. (2014) Probability weighted indices for improved ecosystem report card scoring. *Environmetrics*, **25**, 351-360.
- 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.
- Homma, A. K. O. (2008) Expansão agropecuária e desmatamento na Amazônia: Quais os caminhos. In: COELHO, A. B., TEIXEIRA, E. C. e BRAGA, M. J. (Eds.) Recursos Naturais e Crescimento Econômico. 1. ed. Viçosa, MG: [s.n.], 125–176.
- Horton, R. E. (1965) An index number system for rating water quality. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **37**, 300-306.
- Leite, S. P., Silva, C. R., Henriques, L. C. (2011) Impactos ambientais ocasionados pela agropecuária no Complexo Aluízio Campos. *Revista Brasileira de Informações Científicas*, **2(2)**, 59-64.
- Lermontov, A., Yokoyama, L., Lermontov, M., Machado, M. A. S. (2009) River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. *Ecological Indicators*, **9**, 1188-1197.
- Lobato, T. C., Hauser-Davis, R. A., Oliveira, T. F., Silveira, A. M., Silva, H. A. N., Tavares, M. R. M., Saraiva, A. C. F. (2015) Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of Hydrology*, **522**, 674–683.
- Malone, S. J. (2009) Agricultural Nonpoint Source Pollution Management: Water Quality Impacts of Balm Road Treatment Marsh, Hillsborough County, Florida. Master of Science Thesis. University of South Florida, Tampa, Florida.
- Margulis, S. (2003) Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira - 1ª edição. Brasília: Banco Mundial.
- Medeiros, A. C., Faial, K. R. F., Faial, K. C. F., Lopes, I. D. S., Lima, M. O., Guimarães, F. M., Mendonça, N. M. (2017) Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **123(1-2)**, 156-164.
- Nascimento, F. R. (2011) Categorização de usos múltiplos dos recursos hídricos e problemas ambientais. *Revista da ANPEGE*, **7(1-Especial)**, 81-97.
- Ongley, E. D. (1998) Modernization of water quality programs in developing countries: issues of relevancy and cost efficiency. *Water Qual. Int.*, **3(4)**, 37–42.
- Ongley, E. D., Booty, W. G. (1999) Pollution remediation planning in developing countries: Conventional modelling versus knowledge based prediction. *Water Int.*, **24**, 31-38.
- Pegado, R. S. (2010) Geotecnologia como instrumento de gestão de recursos hídrico: estudo da Bacia do Tucunduba, Belém (PA) 2010. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Pará, Belém.
- Pinto, C. U. O., Carvalho, A. P., Silva, D. G. K. C. (2015) Uso do IQA para caracterização da água usada como insumo produtivo pela Comunidade Quilombola Malhadinha. *Biota Amazônia*, **5(4)**, 1-3.

- Poonam, T., Tanushree, B., Sukalyan, C. (2015) Water Quality Indices - Important tools for water quality assessment: A review. *International Journal of Advances in Chemistry (IJAC)*, **1**(1), 15-29.
- Ramakrishnaiah, C. R., Sadashivaiah, C., Ranganna, G. (2009) Assessment of water quality index for the groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *Journal of Chemistry*, **6**(2), 523-530.
- Ramesh, S., Sukumaran, N., Murugesan, A., Rajan, M. (2010) An innovative approach of Drinking Water Quality Index - a case study from Southern Tamil Nadu, India. *Ecol. Indic.*, **10**, 857-868.
- Rego, A. G., Fernandes, L. L., Blanco, C. J. C., Barp, A. R. B. (2013) Evaluation of sustainability in the use of water within the Amazon deforestation area: a case study in Rondon do Pará, Pará State, Brazil. *Acta Scientiarum Technology*, **35**(2), 237-245.
- Sánchez, L. H. (2008) Avaliação de impactos ambientais: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 24 pp.
- Said, A., Stevens, D. K., Sehlke, G. (2004) An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environ. Assess.*, **34**(3), 406-414.
- Schewe, J., Heinke, J., Gerten, D., Haddeland, I., Arnell, N. W., Clark, D. B., Colón-González, F. J. (2014) Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**, 3245-3250.
- Selborne, L. (2001) A Ética do Uso da Água Doce: um levantamento. Brasília: UNESCO. Disponível em: <https://www.unijales.edu.br/library/downebook/id:176>
- Seeboonruang, U. (2012) A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management*, **101**, 134-142.
- Silva, E. S., Oliveira, J. C. S. (2014) Avaliação da qualidade da água da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Seringal Triunfo, Rio Araguari, Ferreira Gomes-AP-Brasil. *Biota Amazônia*, **4**(2), 28-42.
- Simoës, F. S., Moreira, A. B., Bisinoti, M. C., Gimenez, S. M. N., Yabe, M. J. S. (2008) Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecol. Ind.*, **8**(5), 476-484.
- Siqueira, G. W., Aprile, F., Miguéis, A. M. (2012) Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil) *Acta Amazonica*, **42**(3), 413-422.
- Sioli, H. (1957) pH values to Amazonian waters. *Bulletin of the Museum Paraense Emilio Goeldi*, **1**, 1-35.
- Souza, A. C. M., Silva, M. R. F., Dias, N. S. (2012) Gestão de recursos hídricos: o caso da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró (RN) *Irriga*, Botucatu, Edição especial, 280-296.
- Souza, E. R., Fernandes, M. R. (2000) Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais. *Revista Informe Agropecuário*. Belo Horizonte, **21**(207), 15-20.
- Souza, J. R., Moraes, M. E. B., Sonoda, S. L., Santos, H. C. R. G. (2014) A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. *REDE - Revista Eletrônica do Prodepa*, **8**(1), 26-45.
- Souza, N. S., Oliveira, J. C. S., Silva, E. S. (2015) Avaliação da qualidade da água do Alto Rio Pedreira, Macapá, Amapá. *Biota Amazônia*, **5**(2), 107-118.
- Steinhart, C. E., Schierow, L. J., Sonzogni, W. C. (1982) Environmental Quality Index for the Great Lakes. *Water Resour. Bull.*, **18**(6), 1025-1031.
- Sun, W., Xia, C., Xu, M., Guo, J., Sun, G. (2016) Application of modified water quality indices as indicators to assess the spatial and temporal trends of water quality in the Dongjiang River. *Ecological Indicators*, **66**, 306-312.
- Targa, M. S., Batista, G. T., Diniz, H. N., Dias, N. W., Matos, F. C. (2012) Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, **7**(2), 120-142.
- Toledo, L.G., Nicolella, G. (2002) Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, **59**(1), 181-186.
- Tucci, C. E. M. (2001) *Gestão da água no Brasil*. Brasília: UNESCO. Disponível em: [http://r1.ufrj.br/lmbh/pdf/Outras%20publicacoes/LMBH\\_gestao\\_da\\_agua\\_no\\_Brasil.pdf](http://r1.ufrj.br/lmbh/pdf/Outras%20publicacoes/LMBH_gestao_da_agua_no_Brasil.pdf)
- Vittala, S. S., Govindaiah, S., Gowda, H. H. (2008) Prioritization of sub-watersheds for sustainable development and management of natural resources: Na integrated approach using remote sensing, GIS and sócio-economic data. *Current Science*, Índia, **95**(3), 345-354.

- Watrín, O. S., Gerhard, P., Maciel, M. N. M. (2009) Dinâmica do uso da terra e configuração da paisagem em antigas áreas de colonização de base econômica familiar, no Nordeste do estado do Pará. *Revista Geografia*, Rio Claro, **34**(3), 455-472.
- Whittaker, G., Lautenbach, S., Volk, M. (2012) What is a good index? Problems with statistically based indicators and the Malmquist index as alternative. International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, R Seppelt, AA Voinov, S Lange, D Bankamp (eds.), Leipzig, Germany.
- Wong, H., Hu, B. Q. (2014) Application of improved extension evaluation method to water quality Evaluation. *Journal of Hydrology*, **509**, 539-548.
- Zuffo, C. E., Nascimento, G. F., Abreu, F. A. M., Cavalcante, I. N. (2013) Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais em Rondônia. *Anuário do Instituto de Geociências*, UFRJ, **36**(2), 25-39.  
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.024>

# REVISTA AIDIS

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

**VULNERABILIDADES NO ACESSO À ÁGUA PARA  
CONSUMO HUMANO EM COMUNIDADES  
RURAIS: ESTUDO DE CASO EM TRÊS LAGOAS,  
AMARGOSA (BA)**

Hérica Cruz Nascimento<sup>1</sup>  
\* Rosa Alencar Santana de Almeida<sup>1</sup>  
Gilmara Fernandes Eça<sup>1</sup>  
Floricea Magalhães Araújo<sup>2</sup>

**DRINKING WATER VULNERABILITIES IN RURAL  
COMMUNITIES: CASE STUDY IN TRÊS LAGOAS,  
AMARGOSA (BA)**

Recibido el 11 de abril de 2019; Aceptado el 6 de febrero de 2020

## Abstract

*Rural communities are the most affected in terms to quality water, due to the frequent use of alternative sources to supply the many uses. The reasons are the most diverse, from the absence of water supply system, as well the intermittent services, the lack of inspection and the lack of knowledge of consumer rights. A rural community in the municipality of Amargosa, in the state of Bahia, uses three modalities for obtaining water: public distribution network, cisterns and a lagoon ("the font"). This study revealed that the water quality provided by the public system complies with the potability standards established by the current legislation. However, the water quality of the cisterns and the lagoon ("fount") trespass the standards, and may pose a risk to the health of the residents. For this reason its use should be discouraged. Water analysis (Physical, Chemical and Bacteriological) were carried to prove this scenario, and Water Quality Indexes (WQI) were calculated to demonstrate the results.*

**Keywords:** e-IQUAS, rural sanitation, water quality, water quality index.

<sup>1</sup> Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Bahia, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Bahia, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Universitário. Rua Rui Barbosa, 710 - Centro, Cruz das Almas, Bahia. 44380-380, Brasil. Email: [rosaalencar@ufrb.edu.br](mailto:rosaalencar@ufrb.edu.br)

## Resumo

As comunidades rurais são as mais atingidas no acesso à água de qualidade, devido à frequente utilização de fontes alternativas para provimento dos diversos usos. Os motivos são os mais diversos, desde a inexistência de soluções para abastecimento até a intermitência dos serviços, como também a falta de fiscalização e o desconhecimento dos direitos pelos consumidores. Uma comunidade rural do município de Amargosa, no estado da Bahia, utiliza três modalidades para obtenção de água: rede pública de distribuição, cisternas e um tanque escavado (“fonte”). Este estudo mostrou que a qualidade da água fornecida pelo sistema público está em conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente. Entretanto, a água das cisternas e da “fonte” não atendem aos padrões, podendo colocar em risco a saúde dos moradores. Por este motivo deve ter seu uso desencorajado. Foram realizadas análises físico-químicas e bacteriológicas que comprovam este cenário e foram calculados Índices de Qualidade de Água (e-IQUAS) para demonstrar os resultados.

**Palavras chave:** e-IQUAS, índice de qualidade de água, qualidade da água, saneamento rural.

---

## Introdução

De modo geral, os dados sobre a cobertura de saneamento rural no Brasil são desanimadores. Silva, Morejon e Less (2014) ao realizarem prospecção sobre o panorama do saneamento rural no Brasil constataram que, segundo dados do IBGE publicados em 2009, somente 32.8% dos domicílios rurais estavam ligados à rede de distribuição de água e os 63% restantes utilizavam fontes alternativas, tais como poços e nascentes. De acordo com a Agência Nacional de Águas, a precariedade das infraestruturas de saneamento nas comunidades rurais se deve, em certa medida, às características espaciais destas localidades, com moradias dispersas, ausência de estruturas auxiliares, más condições das vias de acesso (ANA, 2013). Em estudos mais recentes Resende *et al.* (2018) acrescentam que, os entraves relacionados ao baixo nível de informação sanitária da população e o descaso das políticas públicas são fatores adicionais para a manutenção deste cenário.

Portanto, em concordância com as pesquisas supracitadas, a utilização de fontes alternativas como poços, cisternas de captação de água de chuva, barragens subterrâneas são de grande importância nestas regiões, uma vez que as dificuldades da implantação de redes de distribuição inviabilizam a sua adesão (Brasil, 2015).

Todavia as soluções alternativas de abastecimento de água podem apresentar riscos à saúde dos consumidores. As fontes alternativas, principalmente aquelas de domínio individual, têm sua qualidade condicionada às práticas sanitárias às quais são submetidas, e muitas vezes estas condições são inadequadas. Rocha *et al.* (2006) ao estudarem a qualidade da água em aglomerados rurais de Lavras (MG), constataram a falta de noções de higiene. Também comprovaram a carência de informações sobre o saneamento e sua vinculação à incidência de doenças transmitidas pela água. Ademais, concluíram que a qualidade sanitária rural pode afetar a saúde das populações urbanas, pois, os hortifrutigranjeiros produzidos em região rurais

também são comercializados nas áreas urbanas e muitas vezes consumidos *in natura* (Rocha *et al.*, 2006).

No âmbito deste trabalho foram realizadas análises bacteriológicas e físico-químicas em amostras de água do sistema público de abastecimento, coletadas diretamente na rede de distribuição e em reservatórios domiciliares, como também amostras de água provenientes de dois mananciais alternativos. Além disso, foram utilizados resultados secundários de análises de qualidade da água do sistema de abastecimento, cedidos pela concessionária de serviços de saneamento que atende à localidade estudada. Para efeito comparativo, os dados foram tabulados para apresentação na forma de Índices de Qualidade de Água (IQA).

Com esta pesquisa objetivou-se conhecer a qualidade da água consumida na comunidade rural de Três Lagoas, distrito do município de Amargosa, no estado da Bahia (Brasil), com a finalidade de demonstrar a importância do acesso a fontes comprovadamente seguras para o abastecimento de água em comunidades rurais.

## Metodologia

### Caracterização da área de estudo

A localidade rural de Três Lagoas fica a cerca de 8 km da sede do município de Amargosa, localizado na região semiárida do Estado da Bahia, como mostrado na Figura 1.

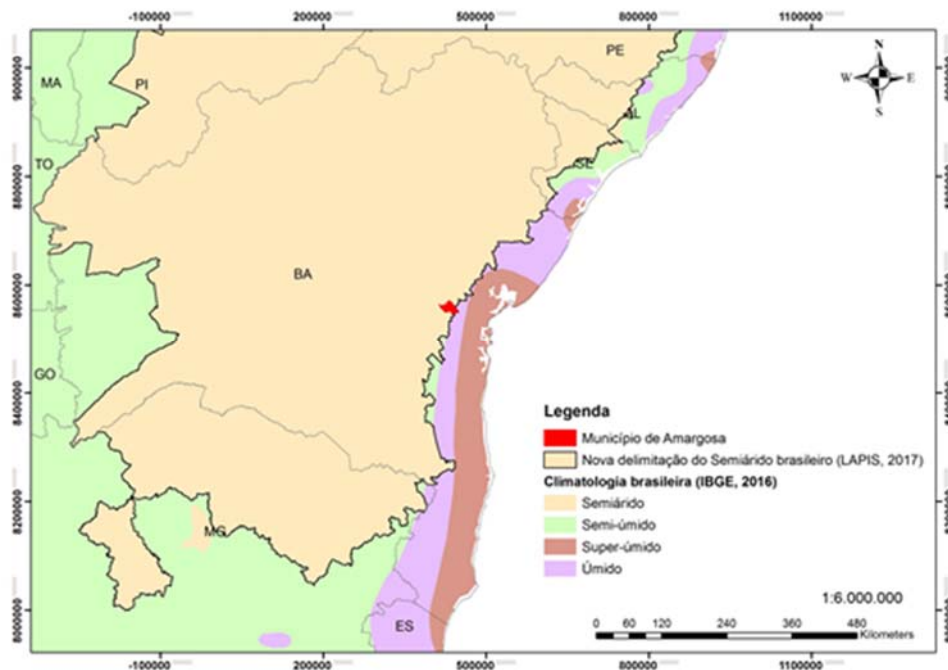


Figura 1. Localização da área de estudo.

Com população estimada em 160 famílias, predominantemente de ascendência africana, sugere-se a hipótese de que a comunidade seja um remanescente quilombola (Galvão, 2012). Segundo Galvão (2012), devido à forte ligação com sua história, Três Lagoas apresenta aspectos culturais típicos, em particular as práticas religiosas, os hábitos e costumes da população, e as atividades econômicas locais, estas voltadas às atividades agrícolas.

Três Marias foi escolhida após a aplicação de questionários e entrevistas que denunciaram a utilização de três modalidades de abastecimento de água, sendo duas delas de qualidade desconhecida, provenientes de fontes alternativas: cisternas de domínio individual para captação de água de chuva e um tanque escavado, sem qualquer revestimento ou outro equipamento protetivo, chamado de "fonte" pelos moradores. Por se tratar de pesquisa com seres humanos, todos os procedimentos foram submetidos ao comitê de ética em pesquisa (CEP) da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e estão registrados na Plataforma Brasil com o Certificado de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE) Nº 72507417.1.0000.0056.

#### Dados secundários da qualidade da água distribuída

Foram fornecidos pela operadora de serviços de abastecimento de água na comunidade, a Empresa Baiana de Águas e Saneamento - EMBASA. São resultados de análises realizadas pelo Laboratório Central da companhia em atenção aos requisitos estabelecidos pela legislação para controle e vigilância da qualidade da água fornecida à população.

#### Determinação do tamanho da amostra

O tamanho da amostra foi definido por meio da metodologia de cálculo amostral aleatório simples, com 90% de confiança e 9% de erro amostral. Tal estimativa resultou em um conjunto de 70 famílias, que representa cerca de 44% dos núcleos familiares da comunidade (160 famílias). Todavia, por limitações temporais e dificuldades de logística, foi necessário restringir o grupo amostrado. Novas aproximações foram feitas, observando-se a presença ou não de reservatórios domiciliares, e obtiveram-se os resultados apontados no Quadro 1.

**Quadro 1.** Cálculo da amostra para realização das análises de água.

Situação	Domicílios	Amostras		
		Coletadas	Descartadas	Realizadas
Possui Reservatório domiciliar	24	17	1	16
Pontos de consumo direto	11	11	0	7
Total	35	24	1	23



Para análise das fontes alternativas de abastecimento, optou-se por realizar análises da água em um ponto do tanque escavado (“fonte”) e em uma das cisternas unifamiliares. A cisterna foi escolhida aleatoriamente, sem que fosse registrada nenhuma ocorrência específica para a seleção.

### Programação das coletas

Para a programação da coleta das amostras adotou-se o método de amostragem simples, o qual admite a possibilidade de realizar somente uma coleta em cada ponto analisado, pois segundo Machado *et al.* (1998), a água de abastecimento urbano, fornecida pelo sistema de abastecimento de água, apresenta características constantes ao longo do tempo. Para as fontes alternativas seguiram-se metodologias apropriadas para cada tipo de fonte: três pontos de coleta para o tanque escavado (“fonte”) e um ponto na cisterna, sem considerar a variação temporal.

### Seleção dos parâmetros

A seleção dos parâmetros para avaliação da qualidade da água buscou atender aos critérios recomendados na literatura, especificamente as recomendações de Von Sperling (1996) para águas tratadas, e às exigências da Portaria da Consolidação Nº 5, ANEXO XX (Brasil, 2017). Entretanto, também pautou-se nas restrições impostas pela infraestrutura disponível para realização das análises. O Quadro 2 expõe os parâmetros selecionados e as metodologias adotadas para realização das análises.

**Quadro 2.** Metodologias empregadas para as análises.

Parâmetro	Métodos	Fonte
Cor	Comparação visual	Modificado de Instituto Adolfo Lutz, 1985
Cloreto	Método de Morh	Mendham et al, 2006
pH	pHmetro e fita medidora	-
Dureza	Volumetria de complexação	Mendham et al, 2006
Ferro	Espectrofotometria	Mendham et al, 2006
Amônia	Método Salicilato	Krom, 1980
Nitrato	Espectrofotometria	Schenetger e Lehnert, 2014
Nitrito	Espectrofotometria	Grasshoff, Erhardt e Kremling, 1999
Turbidez	Turbidímetro	-
Microbiológico	Teste rápido (Colipaper)	-

Para a coleta das amostras seguiu-se os procedimentos operacionais padrão (POP) indicadas no Manual Técnico para Coleta de Amostras de Água, elaborado pelo Ministério Público de Santa Catarina (Santa Catarina, 2009).

### Cálculo dos Índices de Qualidade de Água (IQA)

Os índices de qualidade de água (IQA) são uma das ferramentas utilizadas para expressar a qualidade de um compartimento hídrico. É um recurso simples, cujas maiores vantagens encontram-se: na facilidade de aplicação, no poder de síntese, na simplicidade em comunicar ao público em geral e aos tomadores de decisão. Entretanto os índices não fornecem informações sobre as concentrações e propriedades individuais de cada parâmetro. O índice representa o entrelaçamento de todos os parâmetros envolvidos; ele não avisa quais parâmetros têm efeitos positivo ou negativos sobre o índice. São mecanismos importantes para comunicação, sobretudo em reforço a outros métodos avaliativos.

Um dos índices mais utilizados no Brasil para exprimir a qualidade geral da água, o IQA CETESB, foi desenvolvido em 1975 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), em adaptação ao Water Quality Index (WQI) formulado pela *National Sanitation Foundation* (NSF), também conhecido como “Índice de Brown”. Depois dele, várias outras propostas foram formuladas (Stoner, 1978; Bhargava, 1985; Smith, 1990; CCME, 2001), de modo que, existem diversos índices apropriados para exprimir a qualidade geral da água.

Entre esses índices está o Índice de Qualidade de Uso da Água Subterrânea (e-IQUAS), que, como o próprio nome anuncia, foi originalmente aplicado ao compartimento subterrâneo. Todavia, e-IQUAS foi escolhido devido à sua simplicidade, flexibilidade e acessibilidade aos parâmetros que são necessários para avaliar a qualidade da água de qualquer origem.

Na formulação do e-IQUAS os parâmetros estão agrupados em Grupos de Alteração que refletem o tipo de intemperismo relacionado à presença de cada parâmetro. A nota de cada parâmetro é calculada em função do teor da substância na amostra, comparado com as concentrações recomendadas pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2017) ou estabelecidas pela Portaria de Potabilidade vigente. A nota de cada Grupo de Alteração é definida pelo operador mínimo, adotando-se a menor nota entre os parâmetros analisados no grupo. E de forma análoga, o índice final (e-IQUAS) representa a menor nota entre os grupos de alteração (Almeida, 2012).

### **Resultados e discussão**

No primeiro tópico são apresentados os resultados secundários fornecidos pela EMBASA. Nos tópicos seguintes, estão os dados primários, obtidos no âmbito desta pesquisa. Estes estão separados conforme as modalidades de obtenção da água, ou seja: sistema público de abastecimento de água (reservatório domiciliar ou diretamente da rede) e fontes alternativas (poço escavado / “fonte” e cisternas). Ao final, está o resultado do cálculo dos índices de qualidade de água (e-IQUAS).

### Dados secundários do sistema público de abastecimento de água

A Tabela 1 apresenta os resultados da EMBASA, relevantes ao desenvolvimento deste trabalho. Os dados referem-se à análises realizadas, no dia 25 de Abril de 2018, na saída do tratamento da ETA Amargosa, fornecedora da água distribuída em Três Lagoas. E em um ponto de coleta da rede de distribuição, localizado na Escola Municipal de Três Lagoas, no dia 5 de Maio de 2018. Estes dados foram utilizados para determinação do Índice de Qualidade da água distribuída.

**Tabela 1.** Dados do sistema de abastecimento SIAA Amargosa.

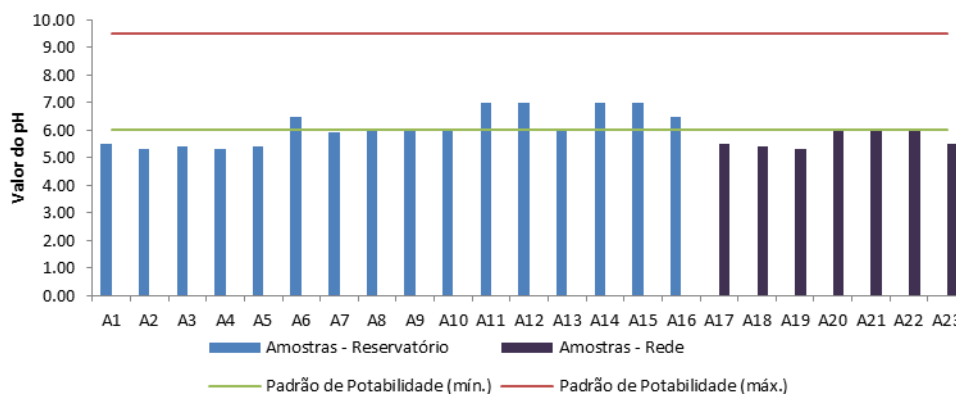
Local da Coleta	Parâmetro	Resultado
ETA Amargosa	Alumínio (mg/L)	410.00
ETA Amargosa	Amônia (mg/L)	0.117
ETA Amargosa	Cálcio (mg/L)	5.20
ETA Amargosa	Cloreto (mg/L)	10.70
Rede – Escola Municipal Três Lagoas	Cor	5.00
Rede – Escola Municipal Três Lagoas	CRL ((mg/L))	1.50
ETA Amargosa	Dureza (mg/L)	15.40
ETA Amargosa	Ferro (mg/L)	148.00
ETA Amargosa	Manganês (mg/L)	79.60
ETA Amargosa	Nitrato (mg/L)	<0.5
ETA Amargosa	Nitrito (mg/L)	<0.05
ETA Amargosa	Sulfato (mg/L)	10.80
Rede – Escola Municipal Três Lagoas	Turbidez (UNT)	0.10

Além dos parâmetros descritos na Tabela 1, também foram analisados na ETA Amargosa os indicadores bacteriológicos: coliformes totais, *Escherichia Coli* e Organismos Heterotróficos. Todos eles “ausentes” nas amostras analisadas.

### Análises físico-químicas do sistema público de abastecimento de água

#### Potencial Hidrogeniônico (pH)

As determinações do pH foram realizadas no momento da coleta, utilizando-se fita medidora ou pHmetro portátil. Todas as amostras avaliadas por meio da fita medidora apresentaram pH abaixo do valor mínimo recomendado pela legislação para águas destinadas ao consumo humano (6.0 – 9.5), apresentando condição ácida. De certa forma, esses resultados podem ser atribuídos à fragilidade do método, até porque, em todos os pontos avaliados com pHmetro, os valores estão conformes às recomendações. O Gráfico 1 mostra a variação dos valores de pH.

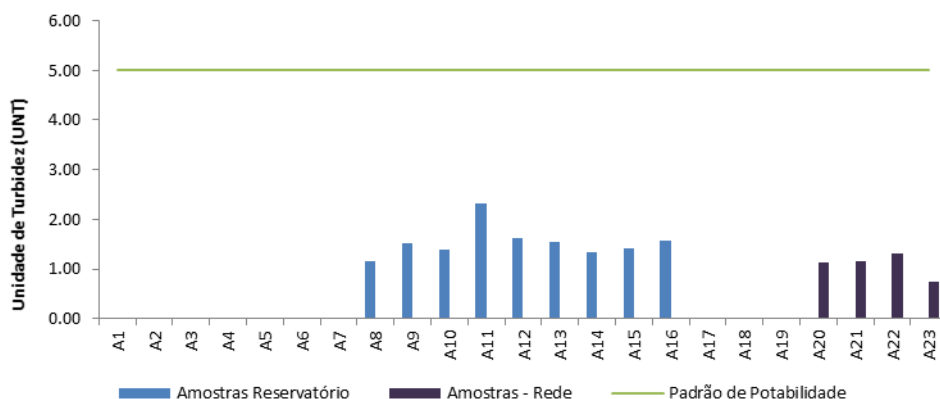


**Gráfico 1.** Resultado das análises de pH.

Segundo Von Sperling (1996), águas com valores de pH abaixo das recomendações podem agredir tubulações e equipamentos hidráulicos. Não obstante, o mesmo autor afirma que não há graves implicações na saúde relacionadas à variação dos valores do pH, a menos que sejam extremamente baixos, podendo causar irritações a pele ou olhos (Von Sperling, 1996). Logo, conclui-se que os valores obtidos, mesmo aqueles na condição ácida, não interferem na saúde da população.

### Turbidez

As coletas foram realizadas em 23 pontos, todavia algumas externalidades, relacionadas à indisponibilidade operacional do laboratório, impediram a realização das análises de turbidez em 10 amostras de reservatórios: pontos de A1 a A7 e de uso direto da rede: A17 a A19. Os valores analisados para este parâmetro encontram-se expressos no Gráfico 2.



**Gráfico 2.** Resultado das análises de turbidez.

Todas as amostras analisadas estavam em conformidade com a legislação, não obstante aquelas coletadas em torneiras diretas da rede apresentaram teores menores em relação às coletadas nos reservatórios. A turbidez pode ser considerada um parâmetro de integridade do sistema de abastecimento, visto que as tubulações são susceptíveis à penetração de impurezas diversas, inclusive partículas de solo.

#### *Cor*

Os resultados não apresentaram a precisão necessária para efetuar a comparação entre as amostras. Garantiu-se apenas que todas elas possuíam cor menor que 15uH, mostrando-se adequada ao padrão de potabilidade.

#### *Ferro*

Os dados foram obtidos em concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  em mg/L, e todas as amostras estavam em conformidade com o padrão estabelecido na portaria (< 0.30 mg/L).

Como a origem de ferro em água pode ser proveniente da dissolução de compostos do solo (Von Sperling, 1996), os valores mais elevados nos reservatórios podem refletir o acúmulo de partículas de solo dentro do recipiente, propiciado pelo efeito de pressão negativa sobre o sistema de abastecimento consequente da intermitência do serviço, supondo que a limpeza destes equipamentos não tem sido realizada de forma adequada.

A presença de ferro, mesmo que em pequenas quantidades, pode conferir cor e sabor a água, provocando mancha em equipamentos sanitários e repulsa de consumo, respectivamente (Piveli, 2001). Além disso, conforme o mesmo autor, o ferro é passível de contribuir para contaminação biológica da água na própria rede de distribuição, por meio do seu depósito na tubulação, e favorecer o crescimento das ferrobactérias.

#### *Cloreto*

Todas as amostras estão em conformidade ao padrão estabelecido na legislação, resultando em valores próximos à 50.0 mg/L de Cl, além do que os resultados das amostras dos reservatórios não diferiram em escala evidente das amostras oriundas diretamente da rede.

Dois pontos (A11 e A23) divergiram discretamente dos demais sem motivo aparente, uma vez que o cloreto em água é proveniente da dissolução de minerais ou por intrusão salina (Von Sperling, 1996), situações não observadas nos locais de coleta. No ponto A11 foi medida concentração de 85.05 mg/L e no ponto A23 foi apurado o teor de 102.73 mg/L.

### Dureza

A dureza total foi determinada por meio das concentrações dos íons de cálcio e magnésio, utilizando-se a titulação com EDTA (ácido etilenodiamino tetra-acético). Os teores encontrados foram baixos e apresentaram constância entre as amostras.

A dureza não é considerada um interveniente sanitário, entretanto em ambientes domésticos valores elevados dificultam a formação de espuma, por provocar a dissolução de íons alcalino-terrosos, contribuindo também para incrustações nas tubulações (Piveli, 2001). Para saúde pública há indícios da possibilidade de um aumento na incidência de cálculo renal em cidades abastecidas com águas duras (Piveli, 2001)

### Nitrogênio nas formas Amônia, Nitrito e Nitrato

Dentre as formas de nitrogênio presentes na água, foram analisadas as ocorrências de amônia, nitrito e nitrato, por meio do cálculo da concentração das amostras com base em curvas de calibração contendo padrões pré-definidos de cada parâmetro.

Na água, o nitrogênio é um importante indicador de contaminação por efluentes, pois estes possuem cargas elevadas de nutrientes, de 20 à 35 mg/L de  $\text{NH}_3$  segundo von Sperling (1996). Além disso, a presença de um determinado composto do seu processo de decomposição infere de forma temporal sobre o momento da degradação da qualidade da reserva de água. Sendo a amônia o parâmetro indicativo de contaminação recente, nitrito estágio intermediário e o nitrato sugere uma incidência remota (Mota e Von Sperling, 2009).

As amostras analisadas apresentaram valores conformes à legislação referente a potabilidade: abaixo de 1.5 mg/L de  $\text{NH}_3$  para amônia, de 1.0 mg/L de N para nitrito e de 10.0 mg/L de N para nitrato, respectivamente. O Gráfico 3 expressa os resultados para amônia,

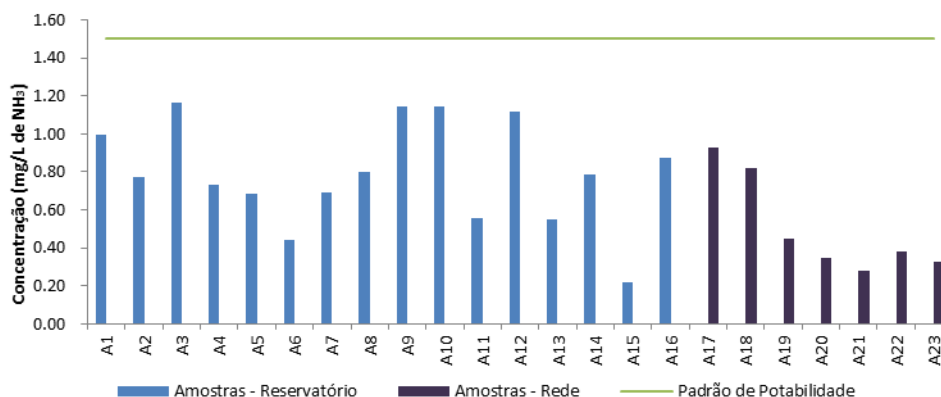


Gráfico 3. Resultados das análises de amônia.

Observou-se que as variações nas concentrações de amônia não obedeceram aos critérios esperados. Por exemplo, não podem ser justificadas em função do local da coleta, pois oscilaram em pontos de reservatório como também em pontos diretos da rede, embora os maiores teores tenham sido medidos nos reservatórios.

Todavia, pode-se atribuir que este aporte seja resultante da intrusão de compostos a base de nutrientes nas instalações hidráulicas residenciais por meio do próprio reservatório ou das canalizações, muitas vezes expostas à condições adversas, como observado em campo. Nestas condições, as tubulações estão em contato com as fontes de poluição, no terreno ou nos próprios pontos de utilização, incorporando as impurezas ao sistema, sob ação da pressão negativa.

Ademais, a maioria das amostras foi coletada em pontos de usos localizados em torneiras da cozinha ou da lavanderia. Nestes locais são utilizados produtos de limpeza, que podem liberar compostos de amônia (Bueno, 1995 apud Florentino, 2006). Além disso, sugere-se que a proximidade com resíduos de banheiro, ou efluentes de forma geral, também contribua para a concentração das diversas formas de nitrogênio detectadas.

Assim, tais características podem contribuir para a concentração de amônia observada nas amostras coletadas em residências com formas distintas de abastecimento. Ou seja, estes locais, indistintamente, sofrem os impactos da amônia impregnada em acessórios hidráulicos.

Os teores para nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato também atenderam os padrões preconizados na portaria de potabilidade. Para o nitrito, nenhum dos resultados superou a marca de 0.2 mg/L. Para o nitrato as concentrações foram ínfimas, variando de 0.010 mg/L à 0.054 mg/L de N-NO<sub>3</sub>.

#### Análises microbiológicas do sistema público de abastecimento de água

Os parâmetros microbiológicos, coliformes totais e *Escherichia coli*, foram analisados pelo teste rápido com uso do *colipaper*. Todos os pontos residenciais apresentaram resultados satisfatórios para a análise microbiológica, detectando ausência das bactérias indicadoras.

Este resultado pode ter sofrido influência do cloro residual na água distribuída. Observou-se a presença da substância nas características visuais e olfativas da água, no momento da coleta. Além disso, segundo Freitas *et al.* (2001, apud Álvares, 2005), valores de pH na água inferiores a 7.0, como apresentado na maioria das residências analisadas, favorecem o aumento da ação bactericida do cloro residual, devido a formação dos compostos de ácido hipocloroso (HClO), o qual eleva a eficiência do substância sobre os microrganismos.

### Influência da presença do reservatório intradomiciliar

A Tabela 2 mostra a mediana dos teores encontrados nas residências com "reservatório domiciliar" e aquelas que utilizam "pontos de consumo direto". Buscou-se com esta comparação observar a depleção da qualidade da água nos reservatórios domiciliares. Ficou constatado que as amostras oriundas do reservatório decaíram de qualidade nos parâmetros turbidez (aumento de 33.6%) e amônia (aumento de 103.4%).

**Tabela 2.** Influência da presença do reservatório na variação dos parâmetros.

Parâmetro	Medianas		Variação (%)
	Pontos de consumo direto	Reservatório domiciliar	
pH	5.50	6.00	9.1%
Turbidez (UNT)	1.145	1.530	33.6%
Cor (mg Pt/L)	< 15.00	< 15.00	-
Ferro (mg/L)	0.079	0.077	-2.5%
Cloreto (mg/L)	53.137	53.137	0.0%
Amônia (mg/L de NH <sub>3</sub> )	0.383	0.779	103.4%
Nitrito (mg/L de N)	0.012	0.010	-16.7%
Nitrato (mg/L de N)	0.039	0.033	-15.4%

O aumento da turbidez pode ser justificado em razão do acúmulo d'água e conseqüentemente das partículas que são carregadas por meio da rede de distribuição. A concentração destas partículas advém, principalmente, do efeito da interrupção recorrente do abastecimento. Já a amônia pode indicar a violação da estrutura de reservação, ou do sistema hidráulico interno, o qual também se encontra propenso à ocorrência de pressão negativa.

Os demais parâmetros apresentaram as baixas variações. Álvares (2005) realizou tal comparação em dois momentos em sua pesquisa, alcançando resultados antagônicos. Schembri e Ennes (1997), por sua vez, verificaram ser real a depleção da qualidade da água quando reservada.

No caso da água distribuída em Três Lagoas, a água proveniente do reservatório apresenta qualidade inferior àquela coletada diretamente da rede. Porém, estas alterações não comprometem a potabilidade da água distribuída.

### Análises realizadas nas fontes alternativas de água

Foram analisadas amostras de água provenientes de dois locais alternativos de abastecimento da comunidade: poço escavado, ou "fonte" como é conhecido, e uma cisterna de acumulação de água de chuva, escolhida aleatoriamente. A cisterna armazena água de chuva e é utilizada como criadouro de peixes. Opera em condições sanitárias inadequadas, sem tampa. Segundo relatos dos moradores a água não se destina ao consumo humano.



Os resultados das análises microbiológicas (Tabela 3) mostram a presença de coliformes totais. Entretanto, esta ocorrência para as águas naturais não representa risco, devido à presença de variados microrganismos no ambiente natural, passivos sobre os seres humanos. A presença de *Escherichia Coli* configuraria potencial patogênico a água para consumo humano, pois comprovaria a contaminação fecal.

**Tabela 3.** Resultado das análises microbiológicas nas fontes alternativas.

Microrganismo	Cisterna	Fonte
Coliformes Totais (UFC/100mL)	800	400
Escherichia coli (UFC/100mL)	Ausente	Ausente

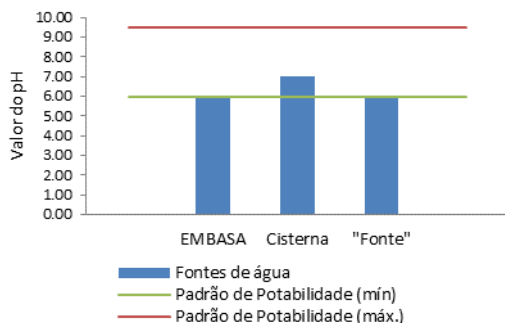
Para efeito de comparação foram contrapostos os principais resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos nas fontes alternativas com o valor médio dos teores medidos nas amostras de água do sistema público de abastecimento. O Gráfico 4 mostra os parâmetros mais significativos deste cotejo, que excederam o valor máximo permitido para enquadramento como água potável.

Segundo Álvares (2005), a turbidez, fora dos padrões nas duas modalidades alternativas, interfere significativamente na qualidade microbiológica da água, pois estimula o crescimento de bactérias, uma vez que os nutrientes são adsorvidos na superfície das partículas, tornando o ambiente propício para o crescimento de bactérias. No caso da cisterna o quadro é acentuado devido à elevada carga de nutrientes, justificando a maior carga microbiológica em sua fonte.

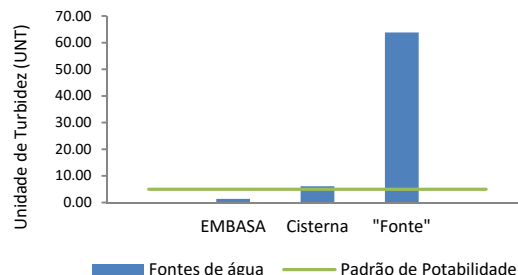
Os resultados da cisterna foram comparados com pesquisas similares realizadas por Barros *et al.* (2016), na zona rural de Pernambuco, e por Hagemann (2009), em um campus universitário. As comparações podem ser observadas na Tabela 4. Constata-se discrepância acentuada para os parâmetros cloreto, dureza e amônia. Assim, considerando a peculiaridade da cisterna, pode-se propor a hipótese de que a criação de peixes promova a alteração das características usualmente encontradas neste tipo de reservatório. Sendo o cloreto e cálcio constituintes da nutrição do animal, e a amônia, segundo Cortez *et. al* (2009), resultante das excreções de organismos aquáticos. Logo, se conclui que, nas condições encontradas, a cisterna é uma fonte inapropriada para o consumo humano.

A água da “fonte” excedeu-se nos parâmetros ferro, turbidez e amônia. Por ser água bruta é normal que apresente valores acima do desejável, por conta das substâncias dispostas no ambiente, como o ferro presente no solo e a amônia resultante da decomposição de nutrientes ou do carreamento dos efluentes.

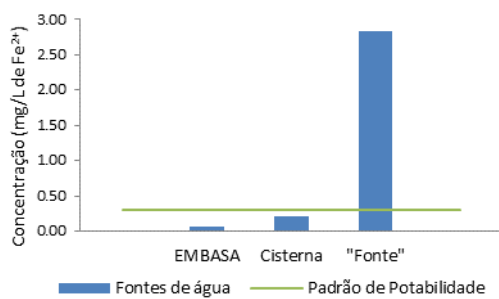
a) pH



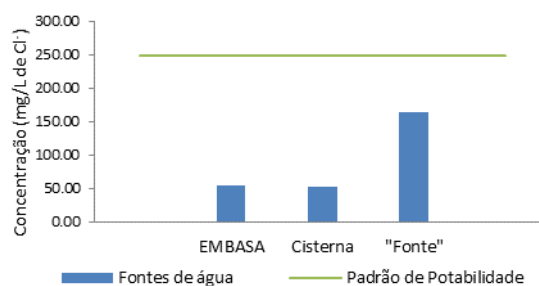
b) Turbidez



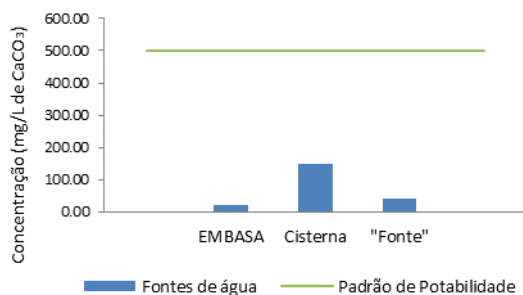
c) Ferro



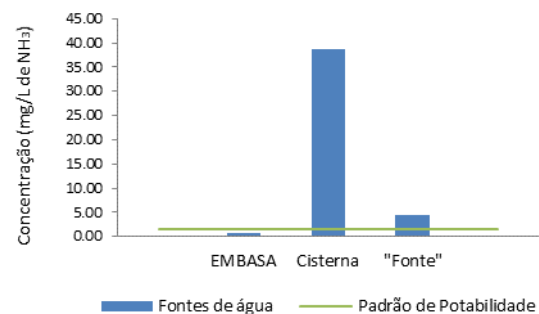
d) Cloreto



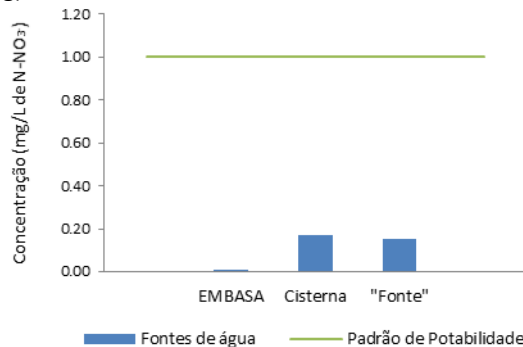
e) Dureza total



f) Amônia



g) Nitrito



h) Nitrato

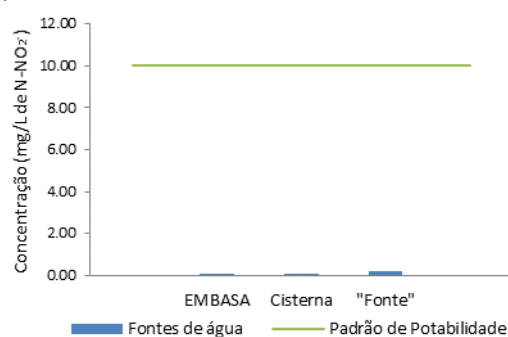


Gráfico 4. Qualidade das diversas fontes de consumo de água.

**Tabela 4.** Comparação dos parâmetros de qualidade encontrados em cisternas.

Parâmetro	Cisterna Três Lagoas	Barros et al. (2016)	Hagemann (2009)
pH	7.00	7.12 – 8.76	6.50 – 7.90
Turbidez (UNT)	6.10	–	7.00 – 89.00
Cor (mg Pt/L)	< 15.00	–	5.00 – 70.00
Cloreto (mg/L de Cl)	53.14	–	1.00 – 16.60
Ferro (mg/L de Fe)	0.21	–	< 0.05 – 0.19
Dureza (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	148.66	2.60 – 57.33	21.10 – 75.40
Amônia (mg/L de NH <sub>3</sub> )	38.75	0.00 – 0.560	0.27 – 3.71
Nitrito (mg/L de N-NO <sub>2</sub> )	0.17	0.00 – 0.014	0.24 – 1.07

Segundo a Resolução CONAMA N° 357 de 2005 (Brasil,2005) para os dados e características levantadas sobre este corpo hídrico, a “fonte” apresenta dados analíticos conforme àqueles estabelecidos como limitantes para a classe 3 das águas doces, como observado na Tabela 5. As águas doces enquadradas como de classe 3, segundo a ANA (2013), são aquelas destinadas às atividades menos exigentes.

**Tabela 5.** Enquadramento do poço escavado (“fonte”) da comunidade.

Parâmetro	“Fonte”	Corpos d’água classe 2	Corpos d’água classe 3
pH	6.00	6.00 – 9.00	6.00 – 9.00
Turbidez (UNT)	63.79	≤ 100	≤ 100
Cor (mg Pt/L)	< 15.00	75.00	75.00
Ferro (mg/L Fe)	2.83	0.30	5.00
Cloreto (mg/L Cl)	164.73	250.00	250.00
Amônia (mg/L N)	4.54	3.70*	13.30*
Nitrito (mg/L N)	0.50	1.00	1.00
Nitrato (mg/L N)	1.03	10.00	10.00

\* Valor estabelecido para pH ≤ 7.5

Os teores encontrados não condizem com os usos da água na comunidade, ou seja, consumo humano e outras atividades domésticas, Conforme a ANA (2013), quando um determinado corpo d’água é enquadrado de acordo aos seus usos preponderantes, há uma série de medidas a serem realizadas para obtenção das características desejáveis.

Entretanto o poço escavado localiza-se em um ponto topográfico desfavorável à implantação de simples barreiras sanitárias, e sujeito a cargas de poluição difusa. Tais fatores inviabilizam a adoção de medidas que garantam a melhoria da qualidade desta água. Ademais, foi possível notar a presença de algas e diplópodes, popularmente conhecidos como “gongolos”, e odor acentuado.

### Índices de qualidade de água (IQA)

Os índices de qualidade de água foram calculados para facilitar a divulgação dos resultados. Utilizou-se a metodologia proposta por Almeida (2012), cuja flexibilidade na seleção de parâmetros permitiu o cálculo do índice tanto para os dados secundários fornecidos pela EMBASA, que englobam treze parâmetros, como também para as amostras coletadas neste estudo, que abrangem oito parâmetros. Vale ressaltar que um número maior de parâmetros dá mais robustez ao resultado, todavia um número menor de parâmetros que sejam significativos atende perfeitamente aos objetivos. A Tabela 6 exibe o índice de qualidade de água (e-IQUAS) para as modalidades de abastecimento estudadas nesta pesquisa.

**Tabela 6.** Índices de Qualidade de Água.

E-IQUAS - Índice de Qualidade de Água das Amostras							
Amostras			Dados Embasa	Pontos de consumo direto	Reservatório domiciliar	CISTERNA	FONTES
Alteração	Parâmetro	Unidade	Nota Alteração	Nota Alteração	Nota Alteração	Nota Alteração	Nota Alteração
Agrotóxicos e Pesticidas	Não analisados	Não se aplica	80	80	80	80	80
Elementos Filtráveis e Partículas	Cor Ferro Turbidez	UN mg/l UT	80	80	80	40	20
Matéria Orgânica e Nutriente	Amônia Nitrito Nitrato	mg/l mg/l mg/l	80	80	80	40	60
Microrganismos	CTO <i>E. Coli</i>	P/A (1/0) P/A (1/0)	80	80	80	80	80
Micropoluentes Minerais	Não analisados; não utilizados	Não se aplica	Não utilizados neste cálculo	Não analisados	Não analisados	Não analisados	Não analisados
Micropoluentes Orgânicos	Não analisados	Não se aplica	Não analisados	Não analisados	Não analisados	Não analisados	Não analisados
Mineralização e Salinidade	Cloreto pH	mg/l escala	80	60	60	40	60
E-IQUAS:			80	60	60	40	20
Amostra analisada está:			Ótima	Aceitável	Aceitável	Não Potável	Inapta

## Conclusão

O uso de múltiplas fontes de água em comunidades rurais é um fato comum, por razões diversas, dentre elas a inexistência, intermitência ou interrupção dos serviços públicos de abastecimento. Porém, as modalidades alternativas de acesso à água, devem garantir segurança na quantidade e qualidade do atendimento.

A comunidade de Três Lagoas está inserida no grupo de exceção quanto à principal modalidade de abastecimento, já que tem acesso ao sistema público de abastecimento de água. Entretanto foram relatados episódios de intermitência e interrupção dos serviços, inclusive com decaimento da qualidade da água na retomada do abastecimento.

Ademais, verificou-se que as fontes alternativas, ocasionalmente utilizadas pelos moradores, apresentam desconformidades aos padrões de potabilidade estabelecido na Portaria da Consolidação Nº 5, Anexo XX (Brasil, 2017), sendo portanto, inadequadas para o consumo humano, nas condições em que se encontram.

## Agradecimentos

*Agradecemos à Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA) por gentilmente nos fornecer os dados de análise de qualidade da água distribuída pelo Sistema de Abastecimento de Amargosa, Bahia, Brasil, utilizados neste trabalho.*

## Referencias bibliográficas

- Almeida, R. A. S.de. (2012) Índice de Qualidade de Uso da Água Subterrânea (e-IQUAS): Uma Metodologia de Modelagem Numérica Flexível, Tese (Doutorado), Programa de Pós-graduação em Energia e Ambiente, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 334 pp.
- Álvares, M. L. P. (2005) Qualidade bacteriológica da água distribuída e consumida antes e após o programa Bahia Azul: fatores determinantes na cidade do Salvador, Dissertação (Mestrado), Curso de Engenharia Ambiental e Urbana, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 163 pp.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2013) *Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água*. 68 p.
- Barros, C.N.G., Medeiros, C.M, Medeiros, A. B. M., Oliveira, C.A. (2016) Caracterização da qualidade da água de cisternas da zona rural da cidade de Salgueiro – PE, *Anais I Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido*. Campina Grande, Paraíba, 10 a 12 de Novembro de 2016.
- Bhargava, D.S. (1985) Water quality variations and control technology of Yamuna River. Environmental Pollution Series A, *Ecological And Biological [S.l.]*, **37**(4), 355-376. doi: [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(85\)90124-2](https://doi.org/10.1016/0143-1471(85)90124-2)
- Brasil (2005) *Resolução nº 357 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*, Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 18 de março de 2005, págs. 58-63. Acesso em 08 de abril 2019, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Brasil (2013) *Saneamento ambiental, sustentabilidade e permacultura em assentamentos rurais: Algumas práticas e vivências*. Fundação Nacional da Saúde – FUNASA, Brasília, DF, 8 pp.
- Brasil (2015) *Manual de Saneamento*. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, DF, 642 pp.

- Brasil (2017) *Portaria da Consolidação Nº 5- Trata da Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde*. Ministério da Saúde, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 28 de setembro de 2017. Acesso em 20 de maio 2018, disponível em: [http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005\\_03\\_10\\_2017.html](http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html)
- Brasil (2006) *Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano*. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde, Brasília, DF, 212 pp.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment (2001) *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual*. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, [S. l.]. Acesso em 27 de novembro, disponível em: <http://cegg-rcqc.ccme.ca/download/en/138>
- Cortez, G. E. P., Araújo, J. A. C. de, Bellingieri, P. A., Dalri, A. B. (2009) Qualidade química da água residual da criação de peixes para cultivo de alface em hidroponia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **13**(4), 413-417. Acesso em 08 de abril de 2019, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v13n4/v13n4a19.pdf>
- Florentino, E. (2006) *Qualidade do ar interno do edifício residencial em Niterói-Rio de Janeiro*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 139 f.
- Galvão, D. S.M. S. (2012). Três Lagoas, o avesso do avesso. *Revista Entrelaçando*. Ano III (5), 35-47. Acesso em 10 de abril de 2019, disponível em: <https://www2.ufrb.edu.br/revistaentrelacando/component/phocadownload/category/170?download=178>
- Hagemann, S. E. (2009) *Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 140 pp.
- Machado, P.L.O. de A., Fabrício, A.C., Prirnavesi, A. C., Hosso, C. de, Ferreira, C.J.A., Prates, H.T., Ferraz, M.R., Arméin, M.J.A., Miyazawa, M., Prirnavesi, O., Mendes, P.J., Ferracini, V.L. (1998) *Água*. In: Nogueira, A.R.A., Souza, G.P. (São Paulo). Embrapa-CNPMA (Ed.). *Manual de laboratório: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos*. São Carlos: Embrapa-CCPSE, 24-31. Acesso em 8 abr. 2019, disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/46926/1/agua.pdf>
- Mota, F. S. B., Von Sperling, M. (coordenadores) (2009) *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. ABES, Rio de Janeiro, 428 pp.
- Piveli, R. P. (2001) *Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos*. Notas de aula. EEUSP, São Paulo.
- Resende, R. G., Ferreira, S., Fernandes, L. F. R. (2018). O saneamento rural no contexto brasileiro. *Revista Agrogeoambiental*, **10** (1).
- Rocha, C. M. B. M. da, Rodrigues, L. S., Costa, C. C., Oliveira, P. R., Silva, I. J., Jesus, E. F.M. de, Rolim, R. G. (2006). Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, **22**(9), 1999-2000. doi: <https://doi.org/10.1590/s0102-311x2006000900028>
- Santa Catarina (2009) *Manual Técnico para Coleta de Amostras de Água*, Florianópolis, Ministério Público. Centro de Apoio Operacional do Meio Ambiente, 37 pp.
- Schembri, M. C. A. C., Ennes, Y. M. (1997) Deterioração da qualidade da água distribuída: o caso de Belo Horizonte, *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Silva, D. F. Morejon, C. F., Less, F. R. (2014) Prospecção do panorama do saneamento rural e urbano no Brasil. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*, 245-257. Doi: <https://doi.org/10.14295/remea.v0i0.4449>
- Smith, D. G. (1990) A better water quality indexing system for rivers and streams, *Water Research*, **24**(10), 1237-1244.
- Stoner, J. D. (1978) *Water-Quality Indices for Specific Water Uses*. Arlington, Va, Usa: U.S. Geological Survey.
- Von Sperling, M. (1996) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 243 pp.
- WHO, World Health Organization (2017) *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Genebra. Acesso em 16 de janeiro de 2018, disponível em: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/gdwq4-with-add1-title.pdf?ua=1](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gdwq4-with-add1-title.pdf?ua=1)

# REVISTA AIDIS

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

## STRUCTURAL GROUTS WITH PARTIAL REPLACEMENT OF NATURAL AGGREGATE BY CERAMIC RESIDUES (CR)

Hinoel Zamis Ehrenbring<sup>1</sup>

Cristhiana Carine Albert<sup>1</sup>

Nataly Ayumi Toma<sup>1</sup>

Fabrizio Longhi Bolina<sup>1</sup>

\* Bernardo Fonseca Tutikian<sup>1</sup>

Recibido el 2 de mayo de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

### Abstract

*This paper aims at investigating the behavior of structural grouts with partial replacement of the natural coarse aggregate by 50% of ceramic waste (CW). Five mixtures were dosed, varying in the addition of CW replacement, hydrated lime and superplasticizer. The fresh and hardened properties of each composite were analyzed through the slump test, compressive strength, capillary and total water absorption. Concerning the hardened state, grouts with CW addition and superplasticizer had the best results. Ceramic aggregates provided a 8% increase in compressive strength compared to the reference mixture, reaching almost 30 MPa for the matrices with CW and superplasticizer. Besides that, total and capillary water absorption were reduced by 2.5 times comparing to the references. However, the highest slump loss was obtained for grouts with CW and superplasticizer, despite their satisfactory consistency during the first 30 minutes, once that the chemical admixture loses its effect after this period. On the other hand, grouts with CW replacement and without superplasticizer maintained consistency for a 120 min and, even with a higher w/c ratio, their compressive strength reached 20 MPa, still above the 14 MPa required for structural grouts, according to ASTM C476. The addition of hydrated lime, in its turn, did not provide such an enhanced mechanical behavior to justify its use. Therefore, CW replacement of natural coarse aggregate is suitable to produce structural grouts.*

**Keywords:** chemical conditioning, dewatering, geotextile fabric, experimental design, ETA residue.

<sup>1</sup> Performance Technological Institute, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil.

\* *Corresponding author:* Performance Technological Institute, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Unisinos - F06 - Av. Unisinos, 950 - Cristo Rei, São Leopoldo - RS, Brasil, 93022-750. Email: [bftutikian@unisinos.br](mailto:bftutikian@unisinos.br)

## Introduction

Although the relevance to Brazilian financial stability (IBGE, 2016), civil construction lacks innovations and technology, as observed in the usual way that some activities are handled manually, originating vast amounts of residues (Šipoš *et al.*, 2017; Rodrigues *et al.*, 2018). In general, this industry is subjected to intense generation of wastes in its whole production cycle. As main factors of waste, massive losses during the transportation of materials can be highlighted (Pellegrini *et al.*, 2018), as well as other losses due to errors in manufacturing and execution, and even inappropriate destination of residues from renovations and demolitions (Abreu *et al.*, 2018). Thus, it is inevitable to analyze critical points and suggest improvements, such as reutilizing materials to create more sustainable buildings and preserve natural resources (Rashid *et al.*, 2017).

Organizations, academic institutions, companies and other entities, along with society, seek to progressively develop more sustainable construction processes with the optimization of construction and demolition waste (CDW) (Šipoš *et al.*, 2017; Bosque *et al.*, 2017; Guo *et al.*, 2018; Dimitriou *et al.*, 2018). Researchers as Medina *et al.* (2012), Schackow *et al.* (2015) and Wu *et al.* (2019) have been approaching higher rates of materials reuse, such as aggregates and cement, as they are responsible for most of CO<sub>2</sub> emission to atmosphere. Regarding that ceramic products are one of the main inputs of buildings, their reuse in the system would be expressively relevant (Murmu and Patel, 2018). An alternative is adopting ceramic residue (CR) as recycled aggregates in mortars, concretes or structural grouts (Souza *et al.*, 2014).

The use of red ceramic grogs as coarse aggregates in grouts shows interesting results, representing the inherent potential of this material in cementitious matrices (Giseler and Tutikian, 2013; González *et al.*, 2017). Some studies, as Uddin *et al.* (2017), Bui *et al.* (2017) and Xua *et al.* (2018), evaluate the mechanical behavior of cementitious matrices with partial substitution of CR. They show that replacing basaltic aggregate by recycled aggregate causes losses to compressive strength, which can be from 10 to 35% for coarse aggregates and from 30 to 40% for fine aggregates. On the other hand, Adamson *et al.* (2015) defend an increase in strength and durability with the addition of ceramic aggregates in structural concretes. It should be noted that studies on the durability of structures are essential for each content of residues addition.

According to Gayarre *et al.* (2017), recycled aggregates can have higher water absorption than natural basaltic aggregates. For grouts, as fluidity is an important parameter, water consumption from cement paste by aggregates can cause serious casting problems. To avoid the problem of workability loss for grouts with CR, Anagnostopoulos (2014) recommends increasing the consumption of water or use superplasticizer. The choice, however, must be taken carefully. Low quantities of water do not provide the fluidity required by structural grouts, easily obtained with superplasticizers, and adding higher quantities of water can bring mechanical strength issues.



These admixtures are used to increase concrete fluidity, but maintain the water/cement ratio (w/c), according to NBR 11768 (ABNT, 2011). Another option by employing hydrated lime, which improves curing conditions by retaining water inside the mixture, granting more efficient hydration reactions (Rodrigues *et al.*, 2014; Shamsuddoha *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018).

Therefore, this study aimed to investigate civil construction residues applied to structural grouts for structural masonry, through the replacement of the natural coarse aggregate by ceramic residue CR in 50% in mass, with volume compensation, and its association with superplasticizer, based on polycarboxylate, and hydrated lime. The compressive strength of the specimens was evaluated at 1, 7 and 28 days; additional tests intended to determine slump loss within the first 2 hours, total and capillary water absorption at 28 days, void ratio and bulk specific gravity, along with a microscopic analysis of post-stress ceramic aggregates after mixing.

### Materials and methods

Five mixtures were dosed according to Table 1, varying in the use or not of CR replacement, hydrated lime and superplasticizer. For each composition, 12 cylindrical specimens were tested with dimensions of 100 mm (diameter) and 200 mm (height). From these, three replications specimens had their compressive strength determined at 1, 7 and 28 days. Also, total and capillary water absorptions were measured at 28 days for each mixture, with 3 specimens cut at dimensions of 100 mm in diameter and 50 mm thick. The fresh state properties of grouts were estimated through the consistency test, evaluating slump loss of grouts along time.

**Table 1.** Composition of the mixtures (kg/m<sup>3</sup>).

Grout	Ref w/o Lime	Ref w/ Lime	CR w/o Lime	CR w/o Lime + SP	CR w/ Lime + SP
CEMENT	400	400	400	400	400
LIME	0	16	0	0	16
SAND	880	880	880	880	880
GRAVEL	680	680	340	340	340
CR	0	0	340	340	340
WATER	240	240	328	240	240
SUPERP.	0	0	0	4.20	3.32
W/C	0.60	0.60	0.82	0.60	0.60

*Subtitle: (Ref w/o Lime) reference without lime; (Ref w/ Lime) reference with lime; (CR w/o Lime) ceramic residue without lime; (CR w/o Lime + SP) ceramic residue without lime and superplasticizer; (CR w/ Lime + SP) residue with lime and superplasticizer.*

### Materials

In this study, Portland cement Type II-MH (moderate heat) was used, according to ASTM C150 (ASTM, 2018c). This choice is due to the frequent and suitable use of PC II-MH in construction sites, since the purpose of this research is making the structural grouts with CR actually viable.

The hydrated lime is type CH-I, with a bulk specific gravity of  $2.35 \text{ g/cm}^3$  and the function of improving the consistency and fluidity of the mixture.

The granulometric composition of the natural and recycled aggregates was obtained following the parameters of ASTM C33 (ASTM, 2018d). The natural fine aggregate had quartz origin, with maximum size and fineness modulus of 1.20 mm and 1.17, respectively. Its bulk specific gravity was  $2.54 \text{ g/cm}^3$  and the unit weight was  $1.40 \text{ g/cm}^3$ , both determined based on ASTM C136 (ASTM, 2014). The natural coarse aggregate was of basaltic origin, as it is the most common in the South region of Brazil. The gravel's bulk specific gravity was  $2.69 \text{ g/cm}^3$  and its unit weight was  $1.35 \text{ g/cm}^3$ , in accordance with ASTM C136 (ASTM, 2014). The particle size distribution of the material followed ASTM C33 (ASTM, 2018d), with maximum size of the aggregate and fineness modulus of 12.5 mm and 6.83, respectively.

CR of red ceramic structural blocks was used as recycled aggregate after processing in a jaw crusher for 15 min. The structural blocks used had compressive strength of 7.0 MPa, resulting in aggregates with bulk specific gravity of  $2.72 \text{ g/cm}^3$  and unit weight of  $1.01 \text{ g/cm}^3$ , determined through ASTM C136 (ASTM, 2014). The particle size distribution of the material followed ASTM C33 (ASTM, 2018d), with maximum size of the aggregate and fineness modulus of 12.5 mm and 6.37, respectively. The initial and total water absorption of CRs was determined based on ASTM C127 (ASTM, 2015b), resulting in 12% for the first minute and 18% at 120 min. Measurement times were determined based on the process of material homogenization and slump loss test.

#### Dosage method

The mix was chosen based on Giseler and Tutikian (2013), with a proportion of materials for grouts equal to 1: 0.04: 2.2: 1.7 (cement: lime: natural fine aggregate: natural coarse aggregate/CR), in mass. Concerning the coarse aggregate, the percentage of substitution of the natural aggregate by CR was 50% in mass, with compensation of volume (Bui *et al.*, 2017; Gayarre *et al.*, 2017; Nepomuceno *et al.*, 2018), and dispensing CR pre-wet. The mortar content of the mix was 65% and the slump of the structural grout was fixed in 230 mm, what led to an increase in the amount of water of the mixture (Ref w/o Lime, Ref w/ Lime and CR w/o Lime) or use of superplasticizer Powerflow 1180 (CR w/o Lime + SP and CR w/ Lime + SP).

#### Process of mixing, casting the grout and curing

The mixing procedure of materials was conducted in the same way for each case. The combination of materials began with the addition of the natural coarse aggregate, followed by 1/3 of the total water. Afterwards, cement, CR and fine aggregate were added. Finally, the remaining amount of water and the superplasticizer were added until the desired slump was achieved. When hydrated lime was used, it was included after the sand.

For the compressive strength test, grouts were molded manually in cylindrical forms of 100 mm (diameter) and 200 mm (height) by ASTM C39 (ASTM, 2018a). The specimens were kept at ambient temperature for 24 h, protected by a glass plate to preserve their moisture. Then, the specimens were cured in a room with temperature of  $21 \pm 2$  °C and humidity of  $95 \pm 3\%$ , and they remained under these conditions until the test day.

#### Slump loss

The slump loss test for grouts was performed as defined by ASTM C143 (ASTM, 2015a). All mixtures were evaluated using the frustum of cone method, with the same apparatus of the consistency test. Thus, the slump was measured every 15 min during a period of 2 h. Between evaluations, the grouts were remixed for 1 min and left to rest for 10 min. The climate conditions during the tests were temperature of 11°C and relative humidity of 62%.

#### Compressive strength test

The compressive strength test was performed following the procedures of ASTM C39 (ASTM, 2018a), with an applied load at a speed of 0.45 MPa/s. The tests were performed on samples at 24 h, 7 and 28 days, with three replications per age.

#### Capillary water absorption

The capillary water absorption was determined at 28 days through TC 116 (RILEM, 1999). After cutting the cylindrical specimens in slices with a thickness of 50 mm, their sides and the top surface were sealed, leaving only the bottom surface in direct contact with a layer of 3 mm of water. The results were expressed as the weight gained by the samples within periods of 30 s, 1, 2, 3, 4, 5, 10, 30 and 60 min, and 2, 4, 8 and 24 h. Before weighting, the excessive water was removed from the bottom surface of the slices.

#### Total water absorption, void ratio and bulk specific gravity

Water absorption, void ratio and bulk specific gravity of grouts were determined through the procedure of ASTM C642 (ASTM, 2013), and using the same specimens. They were stored in an oven with temperature of 105 °C for 72 h and then immersed in water with temperature of 23 °C for 3 days. After, they were submerged in boiling water for 5 h.

#### Microscopic analysis of post-stress ceramic aggregates

The equipment used for this test was the Anatomic Optical Microscope, located in the Petrography and Soils Mechanics Laboratory of Unisinos/BR. Due to ceramic aggregates' dimensions and image quality, a standard approximation of 100x was adopted. CRs were collected randomly from the vertical concrete mixer at chosen times for microscopic analysis. The procedures adopted were in order to preserve the properties of the aggregates after exposure to the conditions: post-stress with 60 s of mixing without superplasticizer (P-T60) and post-stress

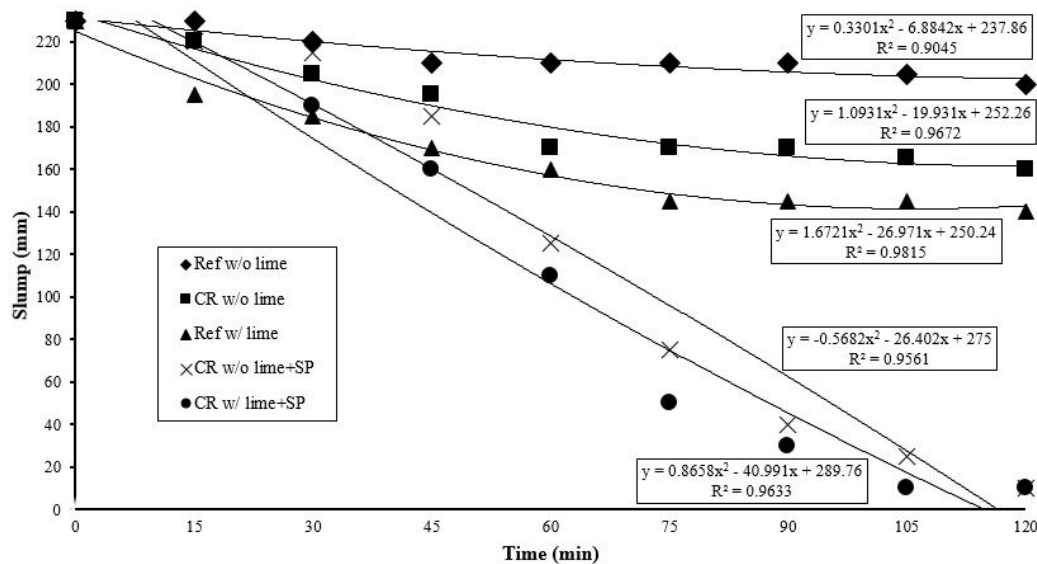
with 120 s of mixing with superplasticizer (P-T120). In addition, to analyze the aggregates post stresses in the homogenization, natural samples were collected before being added to the mixer. Thus, influence of mixing processes on CRs could be observed.

## Results and discussion

In the following items, the fresh and hardened properties of the grouts are exposed, along with a microscopic analysis of the ceramic residue aggregate.

### Slump loss

The slump loss results for the 5 mixtures are exposed in Fig.1, beginning with the same initial workability of 230 mm and decreasing with time.



**Figure 1.** Slump loss over 2 h for the concrete mixtures.

These data show a more expressive slump loss of grouts with superplasticizer, up to 7 times higher when compared to those with no admixture, indicating the worst results. However, the workability of the mixtures with superplasticizer was affected mostly only after 45 min from the beginning of the test; at this moment, a significant slump loss of 50 mm over 15 min was observed for both mixtures with superplasticizer (CR w/o Lime + SP and CR w/ Lime + SP).

A similar behavior was also reported by Nepomuceno *et al.* (2018) and Siddique *et al.* (2019), where the slump loss was justified by the excessive water consumption of the recycled aggregate.

This phenomenon can be explained by the superplasticizer's loss of efficiency over time, due to the product's maintenance period and the kneading water absorbed by the recycled aggregates, which disturb wet chemical reactions with cement grains. Even the mix CR w/o Lime had a higher slump loss compared to the reference, due to water absorption of the ceramic residue.

The workability variation of CR w/o Lime + SP and CR w/ Lime + SP was 220 mm after 2 h, reaching 10 mm of slump at the end of the experiment, that is, it has returned to its initial condition. Besides, the grouts Ref w/o Lime, CR w/o Lime and Ref w/ Lime presented workability variations of 30 mm, 70 mm and 90 mm, respectively. Concerning these samples without admixture, though, their loss of workability became more evident only in the first 45 min, being practically null after this period, mainly for grouts without residue.

The addition of lime in CR mixtures did not seem to have a considerable influence in the slump maintenance, comparing to the behavior of the blend without lime. This could be explained because adding a material with small size, as CH-I, increases the total superficial area of the mixture, and a higher quantity of water is absorbed by the surface, according to Pérez-Nicolás *et al.* (2016). The addition of lime to cement matrices is more efficient for mortars, in the fresh state.

As shown in Fig.1, CRs indeed affect the fresh state properties of the grouts, but when they are not combined with the hydrated lime and superplasticizer, the results are satisfactory, as in CR w/o Lime. It is pointed out that the CR w/o Lime had a w/c ratio of 0.82 to achieve the fixed slump of 230 mm, which is a w/c ratio higher than the standard recommended. In contrast, the mixtures with CR and superplasticizer had a high slump loss, making their use impossible after 45 min.

### Compressive strength

The potential compressive strength results of the mixtures are illustrated in Fig.2, divided in the ages of 1, 7 and 28 days, respectively. Evaluating the effect of replacement of natural aggregates by recycled ones, the uniformity of compressive strength results stands out, particularly for older ages. Such findings are in agreement with other developed about mechanical properties of concrete with recycled ceramic aggregates (Valdés *et al.*, 2010; González *et al.*, 2014 and Gayarre *et al.*, 2019).

At the first day, compressive strength results for Ref w/ Lime are 2.5 times higher than for Ref w/o Lime, indicating a contribution of the hydrated lime in this case. However, these advantage of the mix with lime is minimized at older ages. A similar behavior is verified for CR w/ Lime + SP and CR w/o Lime + SP, once that the first mix had the highest compressive strength of all samples at ages of 7 and 28 days, reaching 29.8 MPa. It should be noted that in the first day, the blend CR w/ Lime + SP had the lower compressive strength comparing to the mix w/o Lime. Thus, the lime addition did not show such a significant effect in the compressive strength behavior of mixtures at older ages.

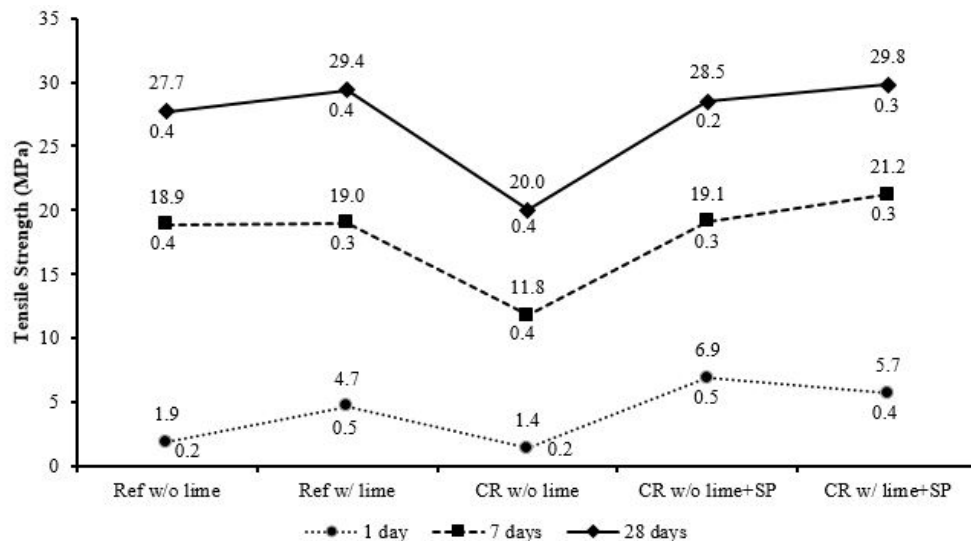


Figure 2. Compressive strength of matrices.

In a general way, the mixtures with CR replacement and superplasticizer had the best results compared with the reference ones. Analogous results were reported by Nepomuceno *et al.* (2018) in a study about concrete with recycled ceramic coarse aggregates, where the mixtures with replacement had a slightly higher performance than the reference matrix, close to 12%. Such conclusions can be related to a better cure provided by the lime, once that it preserves moisture inside the matrix, and mostly the refinement of coarse aggregates, because CR had a fineness modulus smaller than the natural aggregate's one. The fineness modulus of the CR decreased after the mixing process, because they were crushed due to their brittleness and vertical blender force (visual inspection). Therefore, the packing factor of grains is improved when particles are refined, positively influencing the mechanical properties of the composite (Silva *et al.*, 2018)

In contrast with the other mixtures, the mechanical properties of the samples CR w/o Lime were more affected by the addition of residue, because to meet predetermined slump requisites, the w/c ratio of this mixture was 0.82, while the same slump was obtained on a ratio of 0.60 for the other ones.

The influence that the water amount had upon the compressive strength of grouts is outstanding, comparing to the CR addition that did not influence the resistance of the grouts as much. Furthermore, the performance of matrices with different w/c ratios was analyzed by Gayarre *et al.* (2019), where mixtures with rates higher than 0.60 presented a higher reduction in compressive strength, as was the case of the CR w/o Lime blend. Comparing to REF w/o Lime, a reduction of 28% in compressive strength occurred when 50% of coarse aggregate was replaced

with ceramic residue, what still is a good result. Anyway, all mixtures exceeded 14 MPa of compressive strength at 28 days, as requested by ASTM C476 (ASTM, 2018b), allowing their use in standard constructions.

The Figure 3 shows the ceramic aggregates present in the grouts. Based on the images, it is verified that the distribution of the ceramic materials inside the grouts is satisfactory, since there are not zones of intense concentration of CRs. A study of Senthamarai *et al.* (2005) concerning aggregate distribution supports this observation. In addition to these statements, the rupture plane is initiated at the ceramic aggregates, which have the lowest strength and, this way, represent the most significant factor influencing the properties of these composites.



CR w/o Lime



CR w/o Lime + SP

**Figure 3.** CR aggregates present in grouts.

### Capillary water absorption

The results from the capillary water absorption test are shown in Fig.4. Within the first 10 min of the test, the samples did not show expressive variations. However, after 1 h, the absorption increased expressively for mixtures with no admixtures, mainly CR w/o Lime, which had the highest water absorption, what can be related to its higher w/c ratio and lower compressive strength.

The grouts CR w/o Lime + SP and CR w/ Lime + SP exhibited smaller values of absorption in comparison with the other matrices, with an irrelevant difference between them. Such result can be explained by the reduction of the fineness modulus of coarse aggregates with CR, favoring the packing of grains of the matrix. This behavior is in accordance with the compressive strength test, in which these blends achieved the best results.

It is noteworthy that water absorption results of grouts with chemical admixture were 2.5 times smaller than the results of matrices with no superplasticizer. Researchers such as Nepomuceno *et al.* (2018) and Seco *et al.* (2018) also identified a higher reduction in total water absorption and capillarity in cementitious matrices with the insertion of ceramic aggregates. From these test results, the durability of the matrix can be determined, as the smaller the water absorption through capillary pores, the higher the durability of the system, according to Senthamarai *et al.* (2011).

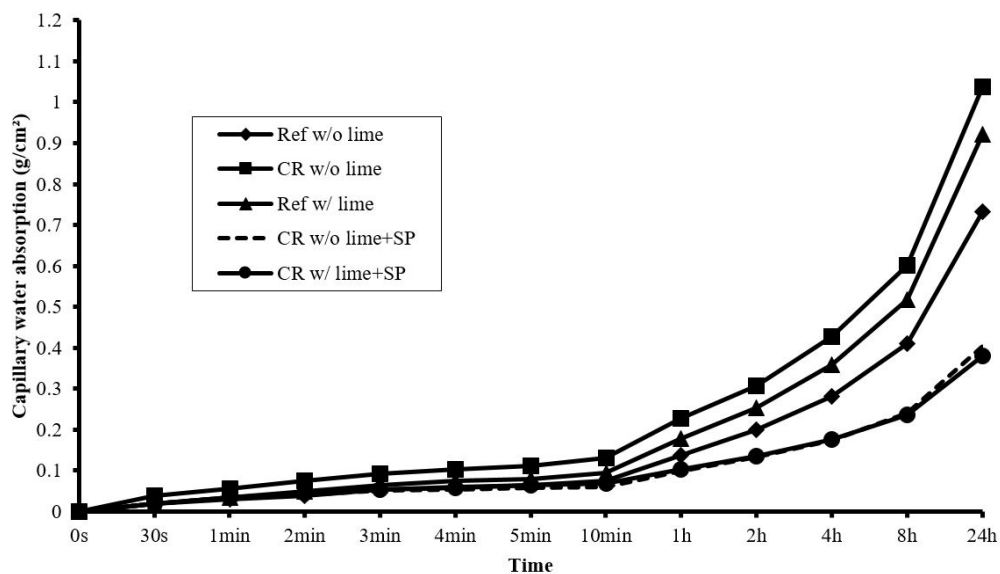


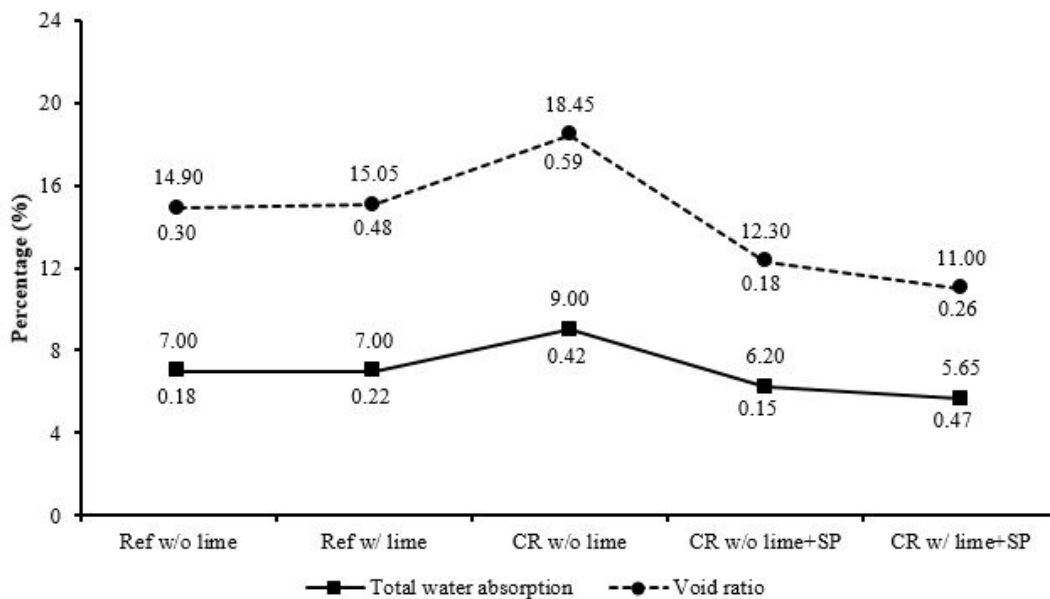
Figure 4. Capillary water absorption of grouts at 28 days.

#### Total water absorption, void ratio and bulk specific gravity

The results for water absorption and void ratio of grouts are shown in Fig.5. Strong differences can be point out between grout CR w/o Lime and the other mixtures, as this composite has w/c ratio of 0.82, in contrast of w/c of 0.60 for the other ones. As a reflex of the increase of total water absorption, the development of other pores in the matrix is proven by its void ratio, which reached 18.3%. In turn, grouts with CRs and superplasticizer (with and without hydrated lime) allowed the smallest values for water absorption and void ratio of this research, with the best behavior assigned once again to CR w/ Lime + SP. The values for the reference grouts remained similar with and without lime, having total water absorption and void ratio of 6.9% and 15.0%, respectively.



It is already known that the void index is interconnected with the w/c ratio of the mixture and it is also a consequence of the absorption by capillarity and total water. An impressive result is that the ceramic aggregate had a water absorption 18 times higher than the natural aggregate, but inside the mixture, the grout with ceramic residue presented a lower void index than the reference one. As previously reported the results found in the previous items, the packing factor of CR grains was very important. This packing was possible due to the granulometric variation of CR aggregates before mixing and may be even after. In other terms, the refinement of aggregates continued to happen after mixing the materials because CRs fragmented more easily than the natural aggregates, due to their fragility.



**Figure 5.** Water absorption and Void ratio (%).

Another research about incorporation of construction and demolition waste in concrete identified the same behavior for the total water absorption of mortars with ceramic aggregates, as well as the same mechanical behavior found in this study (Seco *et al.*, 2018). In summary, there is a dependency in the values of compressive strength, total water absorption and void ratio expressed in Fig. 2 and Fig. 5, supporting the reliability of the results.

Even though the grouts with superplasticizer obtained a higher slump loss after 45 min, their properties in the hardened state were the most satisfying. Thus, if the grouts are applied in field

before the 45 min, preferentially before 30 min, they can produce a mixture with a compressive strength up to 30 MPa and probably better durability when compared to reference ones.

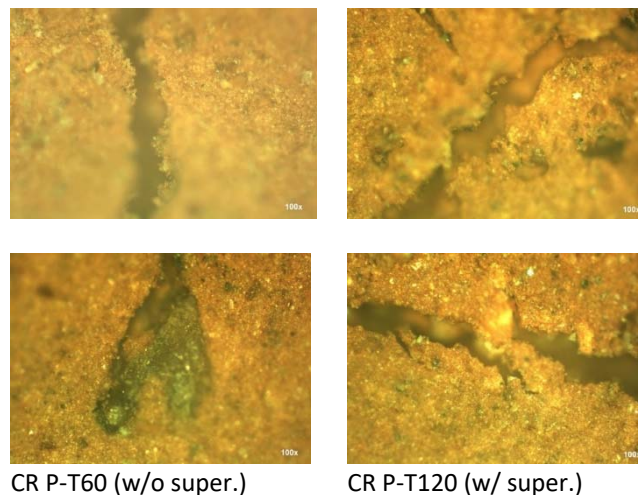
Table 2 expresses the results of bulk specific gravity (BSG) of the composites. The results show that the bulk specific gravity of hardened state mixtures was reduced when the natural aggregate is replaced by ceramic ones. These values are trustworthy, once that the BSG of the ceramic aggregate used for this research is smaller than the natural aggregates one. Identical observation was done by Nepomuceno *et al.* (2018), that reported the decrease of specific mass of the matrix as the incorporation of the ceramic residue occurs.

**Table 2.** Bulk specific gravity of grouts studied.

Grout	Additions	Bulk specific gravity (g/cm <sup>3</sup> )
REF	w/o Lime	2.20
	w/ Lime	2.20
CR	w/o Lime	2.00
	w/o Lime + SP	2.00
	w/ Lime + SP	2.00

Microscopic analysis of pre and post-stress ceramic aggregates

Through the microscopic analysis of the recycled ceramic aggregates, it is possible to observe the modifications the impact caused by the mixing process. Fig. 6 shows the conditions of the aggregates after mixing when the blends were with and without superplasticizer.



**Figure 6.** Conditions of ceramic aggregates in grouts production (100x).

Based on the fragments of the ceramic aggregates showed in Fig.6, symmetry is observed among them. It should be emphasized that P-T60 samples were removed of the mixture without the presence of the superplasticizer, when the composite was extremely dry and the slump was 0 mm. Under these conditions, the shear stresses required for the good homogenization of the mixture tended to be higher. Thus, there was an increase of the wear, friction and stresses among the materials, what also induced CRs break due to their low strengths. However, P-T120 samples collected from the same mixture, but 120 s after the insertion of the superplasticizer, presented similar cracks to the P-T60 samples. This behavior can be related to the consistency gain of the matrix with the additive, which caused the reduction of the shear stresses on the composite and the homogenization of the materials, without breaking CR aggregates anymore. Thus, the degradation of the ceramic aggregates can be associated to the beginning of the process and, in its turn, the failure stabilization is associated to the change in the mixture consistency. In addition, if the superplasticizer was not used, the aggregate could be completely fragmented and further reduce its granulometry.

The good results for compressive strength and the improvements obtained in the durability of the mixtures with addition of CR are related to the mixing processes adopted in this research, since localized damages were identified in samples collected at different stages of homogenization. The suitability of the grouts consistency was improved with the use of the superplasticizer, what also avoided the complete degradation of the ceramic aggregates, since the natural procedures of mixing the materials exposed the CRs to the high shear stresses.

## Conclusion

From the results obtained in this research work, it was concluded that:

- The slump loss of grouts with superplasticizer turned out to be more intense, mainly after the first 45 min, compared with grouts with natural aggregate.
- The partial substitution of natural aggregated by CRs, when linked to a superplasticizer, positively impacts the compressive strength of the mixtures.
- The hydrated lime showed minor improvements to the consistency of the grouts, however, not justifying the point to justify its addition.
- The grouts with CR and superplasticizer presented the lowest capillary water absorption values, compared with the reference grouts.
- Total water absorption and void ratio were less expressive for mixtures CR w/o Lime + SP and CR w/ Lime + SP.
- The bulk specific gravity of the mixtures with recycled aggregate was smaller than those of one with natural aggregate, assuming a lighter matrix.
- The mixing process impacts in the physical conditions of the ceramic aggregates, since the low consistency mixture caused higher shear stresses in the homogenization process, weakening the aggregate.

Therefore, it was concluded that the partial natural aggregates replacement by ceramic residue in structural grouts is suitable, as the results were acceptable and do not hinder the mixture above normative limits for a given use. Conforming the criteria of the American standard, ASTM C476 (ASTM, 2018b), the typical compressive strength of hardened state structural grouts must be at least 14 MPa at 28 days, what is achieved for all grouts with ceramic residues replacement studied in this paper.

If the grouts with CR replacement and superplasticizer could be produced and used within the 45 min of good workability, ideally in the first 30 min, their choice would return in the best hardened state properties. However, if this is not possible, using grouts with CR replacement and increasing the amount of water to reach workability would also be viable, since they have a lower slump loss along time. Likewise, hydrated lime addition can be unconsidered without major issues to grouts properties, but simplifying their production process in field.

## References

- ABNT NBR 11768. (2011) Aditivos químicos para concreto de cemento Portland, *Associação Brasileira de Normas Técnicas*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Abreu, V., Evangelista, L., Brito, J. (2018) The effect of multi-recycling on the mechanical performance of coarse recycled aggregates concrete, *Construction and Building Materials*, **188**, 480–489. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.07.178>
- Adamson, M., Razmijoo, A., Poursaee, A. (2015) Durability of concrete incorporating crushed brick as coarse aggregate, *Construction and Building Materials*, **94**, 426-432. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.07.056>
- Anagnostopoulos, C. A. (2014) Effect of different superplasticisers on the physical and mechanical properties of cement grouts. *Construction and Building Materials*, **50**, 162-168. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.09.050>
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2013) *ASTM C642: Standard test method for density, absorption, and voids in hardened concrete*. West Conshohocken, USA, 1-3.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2014) *ASTM C136: Standard test method for sieve analysis of fine and coarse aggregates*. West Conshohocken, USA, 1-5.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2015a) *ASTM C143: Standard test method for slump of hydraulic-cement concrete*. West Conshohocken, USA, 1-4.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2015b) *ASTM C127. Standard Test Method for Relative Density (Specific Gravity) and Absorption of Coarse Aggregate*. West Conshohocken, USA.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2018a) *ASTM C39: Standard test method for compressive strength of cylindrical concrete specimens*. West Conshohocken, USA, 1-8.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2018b) *ASTM C476: Standard Specification for Grout for Masonry*. West Conshohocken, USA, 1-4.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2018c) *ASTM C150: Standard specification for Portland cement*. West Conshohocken, USA, 1-9.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2018d) *ASTM C33: Standard specification for concrete aggregates*. West Conshohocken, USA, 1-8.

- Bosque, I. F. S., Zhu, W., Howind, T., Matías, A., Rojas, M. I. S., Medina, C. (2017) Properties of interfacial transition zones (ITZs) in concrete containing recycled mixed aggregate, *Cement and Concrete Composites*, **81**, 25-34. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2017.04.011>
- Bui, N. K., Satomi, T., Takahashi, H. (2017) Improvement of mechanical properties of recycled aggregate concrete basing on a new combination method between recycled aggregate and natural aggregate, *Construction and Building Materials*, **148**, 376–385. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.084>
- Medina, C., Frías, M., Rojas, M. I.S. (2012) Microstructure and properties of recycled concretes using ceramic sanitary ware industry waste as coarse aggregate, *Construction and Building Materials* **31**, 112–118. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.12.075>
- Dimitriou, G., Savva, P., Petrou, M. F. (2018) Enhancing mechanical and durability properties of recycled aggregate Concrete, *Construction and Building Materials*, **158**, 228–235. doi <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.09.137>
- Gayarre, F. L., Boadella, I. L., Pérez, C. L. C., López, M. S., Cabo, A. D. (2017) Influence of the ceramic recycled aggregates in the masonry mortars properties, *Construction and Building Materials*, **132**, 457–461, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.021>
- Gayarre, F. L., González, J. S., López, M. A. S., Pérez, C. L., Arias, P. J. F. (2019) Mechanical properties of prestressed joists made using recycled ceramic aggregates, *Construction and Building Materials*, **194**, 132–142. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.11.004>
- Giseler, S. E., Tutikian, B. F. (2013) Estudo de grautes produzidos com agregado reciclado de resíduo de bloco ceramic incorporando teores de cal hidratada, *Ambiente Construído*, **13**, 303-315. doi: <https://doi.org/10.1590/S1678-86212013000300018>
- González, J. G., Robles, D. R., Valdés, A. J., Pozo, J. M., Romero, M. I. G. (2014) Ceramic were waste as coarse aggregate for structural concrete production. *Environmental Technology*, **36**(23), 3050-3059. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951076>
- González, J. S., Gayarre, F. L., Pérez, C. L. C., Ros, P. S. López, M. A. S. (2017) Influence of recycled brick aggregates on properties of structural concrete for manufacturing precast prestressed beams, *Construction and Building Materials*, **149**, 507–514. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.147>
- Guo, H., Shi, C., Guan, X., Zhu, J., Ding, Y., Ling, T. C., Zhang, H., Wang, Y. (2018) Durability of recycled aggregate concrete - A review, *Cement and Concrete Composites*, **89**, 251-259. doi <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.03.008>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016) *Contas Nacionais Trimestrais: indicadores de volume e valores correntes*, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão Brasil.
- Murmu, A. L., Patel, A. (2018) Towards sustainable bricks production: An overview, *Construction and Building Materials*, **165**, 112–125. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.01.038>
- Nepomuceno, M. C. S., Isidoro, R. A. S., Catarino, J. P. G. (2018) Mechanical performance evaluation of concrete made with recycled ceramic coarse aggregates from industrial brick waste, *Construction and Building Materials*, **165**, 284–294. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.01.052>
- Pellegrini, D., Girardi, M., Lourenço, P. B., Masciotta, M. G., Mendes, N., Padovani, C., Ramos, L. F. (2018) Modal analysis of historical masonry structures: Linear perturbation and software benchmarking, *Construction and Building Materials*, **189**, 1232–1250. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.09.03410.1016/j.conbuildmat.2018.09.034>
- Pérez-Nicolás, M., Duran, A., Navarro-Blasco, I., Fernández, J. M., Sirera, R., Alvarez, R. I. (2016) Study on the effectiveness of PNS and LS superplasticizers in air lime-based mortars, *Cement and Concrete Research*, **82**, 11–22. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.12.006>
- Rashid, K., Razaq, A., Ahmad, M., Rashid, T., Tariq, S. (2017) Experimental and analytical selection of sustainable recycled concrete with ceramic waste aggregate, *Construction and Building Materials*, **154**, 829–840. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.07.219>

- Rodrigues, C. R. S., Fucale, S. (2014) Dosagem de concretos produzidos com agregado miúdo reciclado de resíduo da construção civil, *Ambiente Construído*, **14**, 99-111. doi: <https://doi.org/10.1590/S1678-86212014000100009>
- Rodrigues, F., Matos, R., Di Prizio, M., Costa, A. (2018) Conservation level of residential buildings: Methodology evolution, *Construction and Building Materials*, **172**, 781-786. doi: <https://doi.org/j.conbuildmat.2018.03.129>
- Schackow, A., Stringari, D., Senff, L., Correia, S.L., Segadães, A. M. (2015) Influence of fired clay brick waste additions on the durability of mortars, *Cement and Concrete Composites*, **62**, 82-89. doi <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2015.04.019>
- Seco, A., Omer, J., Marcelino, S., Espuelas, E., Prieto, E. (2018) Sustainable unfired bricks manufacturing from construction and demolition wastes, *Construction and Building Materials*, **167**, 154-165. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.026>
- Senthamarai, R. M., P. Devadas Manoharan (2005) Concrete with ceramic waste aggregate. *Cement and Concrete Composites* **27**(9-10): 910-913. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2005.04.003>
- Senthamarai, R. M., Manoharan, P. D., Gobinath, D. (2011) Concrete made from ceramic industry waste: Durability properties. *Construction and Building Materials*, **25**(5), 2413-2419. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.11.049>
- Shamsuddoha, M., Hüsken, G., Schmidt, W., Kühne, H., Baeßler, M. (2018). Ternary mix design of grout material for structural repair using statistical tools, *Construction and Building Materials*, **189**, 170-180. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.08.156>
- Siddique, S., Shrivastava, S., Chaudhary, S. (2019) Influence of ceramic waste on the fresh properties and compressive strength of concrete. *European Journal of Environmental and Civil Engineering* **23**(2), 212-225. doi: <https://doi.org/10.1080/19648189.2016.1275985>
- Silva, R. V., Brito, J., Dhir, R. K. (2018). Fresh-state performance of recycled aggregate concrete: A review, *Construction and Building Materials*, 178, 19-31. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.149>
- Šipoš, T. K., Miličević, I., Siddique, R. (2017) Model for mix design of brick aggregate concrete based on neural network modelling. *Construction and Building Materials*, **148**, 757-769. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.111>
- Souza, L. M., Assis, C. D., Souto, S. B. G. (2014) Agregado reciclado: um novo material da construção civil. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, **18**, 273-278. doi: <https://dx.doi.org/10.5902/2236117011297>
- RILEM TC 116-PCD (1999). Permeability of Concrete as a Criterion of its Durability, *Materials and Structures/Matériaux et Constructions*, **32**, 174-179. doi: <https://www.rilem.net/images/publis/121704.pdf>
- Uddin, M. T., Mahmood, A. H., Kamal, R. I., Yashin, S. M., Zihan, Z. U. A. (2017) Effects of maximum size of brick aggregate on properties of concrete, *Construction and Building Materials*, **134**, 713-726. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.164>
- Valdés, A. J., Martínez, C.M., Romero, M. I. G., García, B. L., Pozo, J. M. M., Vegas, A. T. (2010) Re-use of construction and demolition residues and industrial wastes for the elaboration or recycled eco-efficient concretes. *Spanish Journal of Agricultural Research* **8**(1), 25-34. doi: <https://doi.org/10.5424/sjar/2010081-1140>
- Wu, P., Xu, Y., Jin, R., Lu, Q., Madgwick, D., Hancock, C. H. (2019) Perceptions towards risks involved in off-site construction in the integrated design & construction project delivery. *Journal of Cleaner Production*, **213**, 899-914. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.226>
- Xua, G., Shena, W., Zhanga, B., Lia, Y., Jia, X., Yea, Y. (2018) Properties of recycled aggregate concrete prepared with scattering-filling coarse aggregate process, *Cement and Concrete Composites*, **93**, 19-29. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.06.013>

# REVISTA AIDIS

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

## USO DA METODOLOGIA DE SUPERFICIE DE RESPOSTA PARA AVALIAÇÃO DO DESAGUAMENTO DE RESÍDUOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM FILTRAÇÃO GEOTÊXTIL

\* Giulliano Guimarães Silva <sup>1</sup>  
Angela Di Bernardo Dantas <sup>2,5</sup>  
Sérgio Carlos Bernardo Queiroz <sup>3</sup>  
Maria Isabel Rodrigues <sup>4</sup>  
Mateus A. Roveda Guimarães <sup>5</sup>

## USE OF THE RESPONSE SURFACE METHODOLOGY FOR THE EVALUATION OF THE DEWATERING OF WASTE OF WATER TREATMENT STATION IN GEOTEXTILE FILTRATION

Recibido el 3 de mayo de 2019; Aceptado el 4 de mayo 2020

### Abstract

Despite the growing concern with environmental impact, many water treatment plants in Brazil still do not have mechanisms to ensure the correct management of the waste generated in their treatment process. It is a residue with low solids content and with challenges regarding its management, final disposal or use. Confinement systems in geotextile tubes have been applied for this purpose in recent years, but it is still necessary to expand knowledge about its operation. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of the variables in the process of ETA residue dewatering through the planning of experiments and process optimization. The study was divided into two stages: characterization of the waste treatment system, collection, preparation and characterization of waste from the ETA 006 water treatment plant (Palmas - TO) and bench trials with geotextile fabric. The results showed that the initial suspended total solids concentration (SST) of the residue and the dosage of chemical conditioning, in this specific case being the cationic polymer, influenced the amount of material retained by the geotextile tissue and the time of Dewatering. It was also observed that the studied SST concentration scale in the residue and chemical conditioning dosage were effective since the results were statistically significant. The results of the experimental planning showed that in the bench tests the geotextile with an opening of 200  $\mu\text{m}$  weft (GT1) had better performance in the removal of filtrate turbidity and dewatering time compared with the results obtained with the geotextile with weft opening of 400  $\mu\text{m}$ .

**Keywords:** chemical conditioning, dewatering, geotextile fabric, experimental design, ETA residue.

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade do Tocantins, Brasil.

<sup>4</sup> Protimiza Consultoria e Treinamento em Projeto Experimental e Otimização de Processos, Campinas, SP, Brasil.

<sup>5</sup> Hidrosan Engenharia.

\* *Autor correspondente:* Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins (IFTO), 706 SUL AL 21 Bloco B APTO 707, Plano Diretor Sul, Palmas - TO, 77021-090- Brasil. Email: [giullianoguilva@gmail.com](mailto:giullianoguilva@gmail.com)

## Resumo

Apesar da crescente preocupação com o impacto ambiental, muitas estações de tratamento de água no Brasil ainda não dispõem de mecanismos que garantam o correto gerenciamento dos resíduos gerados em seu processo de tratamento. É um resíduo com baixo teor de sólidos, de difícil operação, transporte, disposição final ou aproveitamento. Sistemas de confinamento em tubos em geotêxtil vêm sendo aplicados com esta finalidade nos últimos anos, porém ainda é necessário ampliar o conhecimento acerca de seu funcionamento. Sendo assim, objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito das variáveis no processo de desaguamento do resíduo de ETA por meio do planejamento de experimentos e otimização de processos. O estudo foi dividido em duas etapas: caracterização do sistema de tratamento de resíduos, coleta, preparo e caracterização dos resíduos da estação de tratamento de água ETA 006 (Palmas – TO) e ensaios de bancada com tecido geotêxtil. Os resultados mostraram que a concentração de sólidos suspenso total (SST) inicial do resíduo e a dosagem de condicionante químico, nesse caso o polímero catiônico, exerceram influência na quantidade de material retido pelo tecido geotêxtil e no tempo de desaguamento. Observou-se ainda que as faixas estudadas de concentração SST no resíduo e dosagem de condicionante químico foram eficazes uma vez que os resultados foram estatisticamente significativos. Já os resultados do planejamento experimental demonstraram que nos ensaios de bancada o geotêxtil com abertura da trama de 200  $\mu\text{m}$  (GT1) teve melhor desempenho na remoção da Turbidez do Filtrado e tempo de desaguamento comparados com os resultados obtidos com o geotêxtil com abertura da trama de 400  $\mu\text{m}$ .

**Palavras-chave:** condicionante químico, desaguamento, tecido geotêxtil, planejamento experimental, resíduo de ETA.

---

## Introdução

No Brasil os resíduos gerados nos serviços de Saneamento (resíduos de ETA e ETE) não podem ser despejados em corpos d'água ou no solo sem autorização dos órgãos de meio ambiente e de controle da poluição, por causarem impactos irreversíveis. Dentre os impactos que os resíduos de estação de tratamento de água (ETA) podem causar nos mananciais, estão a perda da qualidade de água pelo incremento de sólidos e microrganismos removidos nos processos e operações de tratamento de água, alterações no ecossistema aquática e redução do volume útil do corpo aquático devido ao assoreamento e possíveis efeitos tóxicos sobre a saúde da população (ASCE & AWWA, 1996; Reali, 1999; Andreoli, 2001; Guimarães *et al.*, 2014; Di Bernardo *et al.*, 2017; Avancini, 2017).

Alguns autores relatam que o uso de tubos geotêxteis em sistemas de desaguamento de resíduos de saneamento ou rejeitos com alto teor de água em relação ao teor de sólidos, como resíduos gerados em decantadores/flotadores e lavagem dos filtros de estações de tratamento de água, resíduos de mineração, dentre outros diferentes processos, tem aumentado nos últimos anos. Tal crescimento se dá por apresentar como tecnologia eficiente e viável do ponto de vista técnico, econômico e ambiental.



Os sistemas geotêxtis possibilitam o desaguamento da fase líquida e a retenção da fase sólida do resíduo, surgindo como uma alternativa de solucionar a problemática do desaguamento desses resíduos (Fowler *et al.*, 2002; Lawson, 2008; Moo-Young *et al.*, 2002; Moo-Young e Tucker, 2002; Muthukumaran e Ilamparuthi, 2006; Satyamurthy e Bhatia, 2009; Avancini, 2017).

Para avaliar a eficiência de sistemas fechados com geotêxtil no desaguamento de um determinado material de modo a possibilitar conhecer o desempenho filtrante do geotêxtil e determinar a necessidade ou não de aditivos como reagentes e despoluentes a serem adicionados, é necessário a realização de ensaios de laboratório e/ou de campo.

Dentre estes ensaios, os mais frequentes são os ensaios de bancada (teste de cone), que permitem uma avaliação preliminar analisando o geotêxtil e eventual condicionamento químico, e os de bolsa que são utilizados para avaliar o enchimento e o processo de desaguamento (Lawson, 2008).

Os ensaios de bancada ou teste de cone é um ensaio simples e rápido, permitindo uma primeira análise das percentagens de material retido no geotêxtil utilizado e análise da qualidade do efluente obtido. Pode também ser empregado para avaliar a necessidade de se utilizar um aditivo químico para o condicionamento do material a ser desaguado, podendo analisar a dosagem a ser adicionada ao material.

Os aditivos geralmente são utilizados como floculantes, a fim de auxiliar a filtração e o desaguamento de resíduos por meio do geotêxtil. Sem o seu uso, o geotêxtil pode não conseguir reter as partículas finas, principalmente em materiais argilosos com baixas concentrações de sólidos (Satyamurthy e Bhatia, 2009). Eles permitem melhorar a qualidade do efluente desde o início do processo. Este ensaio necessita de poucos equipamentos para ser executado, podendo por isso ser realizado em campo ou em laboratório.

É importante que se conheça as características do resíduo, o tecido do geotêxtil adequado e o comportamento do condicionante químico a ser empregado ante ao dimensionamento do sistema de desidratação do resíduo de ETA. Tal conhecimento possibilita analisar a eficiência da técnica, a escolha do polímero e o tipo de geotêxtil.

Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos das variáveis de influência no processo de desaguamento do resíduo de estação de tratamento de água por meio do planejamento experimental estatístico. Nesse trabalho foi possível realizar a caracterização do resíduo, estudar os efeitos das variáveis de desaguamento (concentração de SST inicial do resíduo e dosagem de polímero) e avaliar o desempenho de dois geotêxteis com tecidos distintos entre si (GT1 e GT2) e dos polímeros utilizados (catiônico, aniônico e não-iônico).

## Materiais e métodos

Conforme ilustrado na Figura 1, na ETAPA I foi realizada a coleta, preparo e caracterização dos resíduos produzidos na ETA e a ETAPA II foram executados os ensaios de bancada em geotêxtil para definição das melhores condições de dosagens dos condicionantes químicos no desaguamento em geotêxtil.

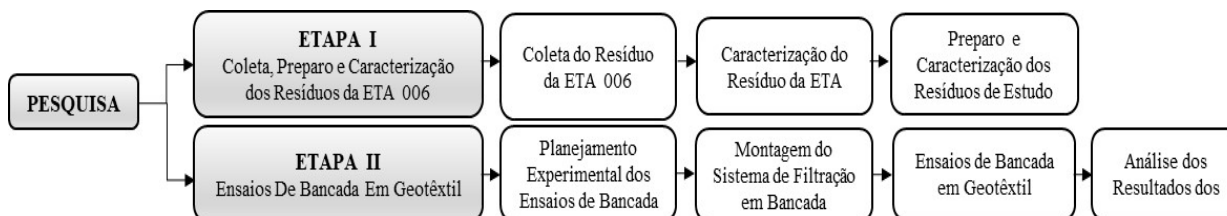


Figura 1. Fluxograma das Etapas da Pesquisa

Para realização dos ensaios da bancada, a Tabela 1 apresenta os parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção realizadas segundo os métodos indicados no APHA (2012). A Tabela 2 mostra a descrição dos produtos químicos utilizados como condicionantes químicos na pesquisa e a Tabela 3 estão apresentadas as propriedades físicas dos geotêxteis utilizados para o desaguamento dos resíduos nos ensaios de bancada.

Tabela 1. Parâmetros, métodos e limites de medição

Parâmetro	Unidades	Método	Limite de detecção
Alumínio	mg/L Al	EAA-Forno de grafite	0.001
Alcalinidade	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Titrimétrico	1
Carbono orgânico total	mg/L C	Espectrofotométrico infravermelho não dispersivo	0.1
Carbono orgânico dissolvido	mg/L C	Espectrofotométrico infravermelho não dispersivo	0.1
Distribuição e tamanho das partículas	mm	Espalhamento de luz laser de baixo ângulo	0.02
Ferro	mg/L Fe	EAA - Chama	0.01
Manganês	mg/L Ma	EAA - Chama	0.001
Morfologia das partículas	micrometro	Microscopia eletrônica de varredura	10 µm
pH	Adimensional	Potenciométrico	0.01
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Gravimétrico	1
Sólidos Totais	mg/L	Gravimétrico	1
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	Gravimétrico	1
Teor de sólidos	%	Gravimétrico	1
Turbidez	uT	Nefelométrico	0.1

**Tabela 2.** Produtos químicos utilizados como condicionantes químicos.

Produto químico	Nome comercial	Estado físico	Peso molecular	Densidade da massa	Tamanho das partículas
Polímero Sintético Catiônico	Flonex 4350 SH	Sólido granulado	Alto muito alto	-	-
Polímero Sintético Aniônico	Flonex 923 SH	Sólido granulado	Alto Muito alto	0.79	> 10 mm: 2% <100 mm: 6%
Polímero Sintético Não Aniônico	Flonex 920 SHR	Sólido granulado	Muito alto	0.74	> 2 mm: 2% <0.15 mm: 6%

Fonte: SNF do Brasil, (2018).

**Tabela 3.** Propriedades físicas dos geotêxteis ensaiados.

Propriedades	Geotêxtil 1 (GT1): PP 105/105 DW	Geotêxtil 2 (GT2) PP 105/105 HDW
Matéria-prima	Polipropileno	Polipropileno
Massa por unidade de área (EN ISO 9864)	445 g/m <sup>2</sup>	440 g/m <sup>2</sup>
Resistência a tração nominal (EN ISO 10.319)	≥ 105 kN/m	≥ 105 kN/m
Deformação na Resistência Nominal (EN ISO 10.319)	≤ 9%	≤ 10%
Permeabilidade (EN ISO 11.058)	25.10 <sup>-3</sup> m/s	55 x 10 <sup>-3</sup> m/s
Tamanho da abertura (NBR 12.956)	200 µm	400 µm

Fonte: Huesker, (2018).

A coleta do resíduo da ETA 006 foi realizada na descarga do decantador I da ETA 006 (BRK AMBIENTAL/SANEATINS, PALMAS-TO-BRASIL). Um dos objetivos dessa coleta em batelada foi obter uma quantidade de massa (teor de sólidos acima de 100 g/L) e volume de resíduo denominado de “Resíduo Mãe” necessário para realizar todos os ensaios planejados de bancada em geotêxtil e ensaios na instalação piloto (ver Figura 2).



**Figura 2.** Coleta do “Resíduo Mãe”: tubulação de descarga de resíduo do Decantador I (1), detalhe do mangote na tubulação de descarga do decantador (2), enchimento do resíduo no reservatório de 2000 L (3), resíduo mãe armazenado no reservatório (4).

A coleta do resíduo do decantador da ETA 006 foi realizada de acordo com a sequência de procedimentos descritos a seguir:

- 1º: foi coletado na tubulação de descarga de resíduo do decantador I e armazenado em reservatório de 2000 L. Amostra do resíduo coletado ficou em repouso por 24 h.
- 2º: após 24 h, foi sifonado o sobrenadante e realizados os passos 1 e 2 até completar um volume de 2000 L de “Resíduo Mãe” e medido a concentração de SST que resultasse concentrações aproximadas de 100 g/L.

As análises foram realizadas com apoio do Laboratório de Saneamento do IFTO, Palmas-TO, e do Laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP, em Ribeirão Preto – SP. As metodologias das análises adotadas encontram-se descritas APHA (2012), conforme detalhes na Tabela 1. Já as análises distribuição de tamanho de partículas do resíduo (NBR 7181, 1984) e análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) foram realizadas no Laboratório de Caracterização Tecnológica (LCT) na USP em São Paulo - SP.

Para os ensaios do sistema de filtração de bancada em geotêxtil, foi utilizado o resíduo armazenado no reservatório de 500 L. Nessa etapa, foi retirado um volume 250 L do “Resíduo Mãe” e levado ao laboratório de Saneamento (IFTO, Palmas, Tocantins – Brasil). Posteriormente realizou a caracterização físico-química de acordo com os parâmetros listados na Tabela 1.

A partir do “Resíduo Mãe” foram preparadas três Concentrações de Resíduo de Estudo (CRE). Sendo assim, para obter as três concentrações de SST do resíduo de estudo para os ensaios de filtração de bancada e na instalação piloto, foi utilizada amostra de água filtrada da ETA 006 para preparar as concentrações planejadas, sendo: CRE 1 de 0.25 g/L, CRE 2 de 10.13 g/L e CRE 3 de 20 g/L (ver Figura 3). Nessa etapa foi realizado um planejamento experimental denominado delineamento composto face centrada (DCFC), que teve como objetivo observar a influência das variáveis estudadas (concentração inicial de SST do resíduo e a dosagem de polímero) durante o desaguamento da filtração de bancada em geotêxtil. O delineamento composto de face centrada (DCFC) foi realizado para a geração de modelos das variáveis que comprovadamente tiveram influência no desaguamento do resíduo nos ensaios de bancada em geotêxtil.



**Figura 3.** Preparo da concentração do resíduo de estudo: resíduo do decantador (1), coleta de água filtrada da ETA006 em bombonas para realizar as diluições (2), concentração de resíduo de estudo preparada (3).

Nesse planejamento, buscou-se avaliar a eficiência dos polímeros (catiônico, aniônico e não-iônico) e o tipo de gramatura mais adequada para o desaguamento do resíduo. Sendo assim, os ensaios de bancada com geotêxtil foi analisado por meio dos resultados de turbidez do filtrado e o tempo de desaguamento. A análise estatística foi realizada por meio do software online Protimiza Experimental Design (Rodrigues e Costa, 2014). As condições experimentais e seus níveis reais e codificados e os valores mínimos e máximos das variáveis são mostrados na Tabela 5, conforme Rodrigues e Lemma (2014).

O sistema de filtração de bancada em geotêxtil que foi utilizado para a execução dos ensaios foi construído de forma a permitir o desaguamento do resíduo, conforme o esquema ilustrado na Figura 4. Foram utilizados apenas materiais de fácil acesso e simples montagem para permitir o emprego da metodologia em qualquer lugar, inclusive em campo, caso necessário.

O sistema consiste em redução em PVC, de diâmetro de 75x50 mm, encaixada a um suporte de madeira, nas quais os discos de geotêxtil foram presos na parte inferior da redução com o auxílio de abraçadeira metálica. O líquido permeado foi coletado em um funil de plástico e armazenado em *beckers* de vidro, para posterior análise, posicionados na parte inferior (ver Figura 5).



**Figura 4.** Sistema de filtração de bancada em geotêxtil: redução em PVC de diâmetro de 75x50 mm, abraçadeira metálica e tecido geotêxtil (1) e kit de filtração (2 e 3).

O ensaio de bancada em geotêxtil seguiu a metodologia descrita por Miratech (2005) e Lawson (2006) denominada ensaio de teste de cone em geotêxtil. Esse ensaio é um modo simples e rápido de se determinar a porcentagem de material retido no geotêxtil em estudo e a qualidade do filtrado obtido, possibilitando a estimativa da melhor dosagem do condicionante para o resíduo em estudo.

O ensaio de bancada foi organizado de acordo com a sequência de procedimentos descritos a seguir:

- homogeneizar o resíduo preparado e medir 0.5 L, conforme o planejamento experimental;
- para cada amostra de concentração de resíduo de estudo, foram realizados ensaios em jarreste variando-se as dosagens dos condicionantes químicos (polímeros sintéticos aniônico, catiônico e não iônico) de 0.5, 1.5 e 2.5 mg pol./g SST, com gradiente de mistura de  $200 \text{ s}^{-1}$  e tempo de mistura do polímero de 60 segundos,
- após a mistura do condicionante químico no jarreste as amostras foram filtradas em geotêxtil (ver Figura 5). No teste de bancada em geotêxtil foram realizados ensaios com duas gramaturas em tecido geotêxtil, denominado GT1 e GT2.
- durante a filtração em geotêxtil, foi registrado o volume do filtrado em função do tempo. A cada 10 s realizava uma coleta com objetivo de analisar o tempo de desaguamento. Para o encerramento do desaguamento contínuo nos ensaios de bancada, seguiu a proposta de Tominaga (2010) de 20 gotas por minuto;
- após a etapa de filtração, foi realizada a caracterização do filtrado (ver Tabela 1), sendo analisados os seguintes parâmetros: volume do filtrado e os valores de turbidez da amostra composta.



**Figura 5.** Ensaio de bancada em geotêxtil: adição de polímero na mistura rápida (1), sistema de bancada de filtração em geotêxtil (2) e desaguamento do resíduo (3).

## Resultados e discussões

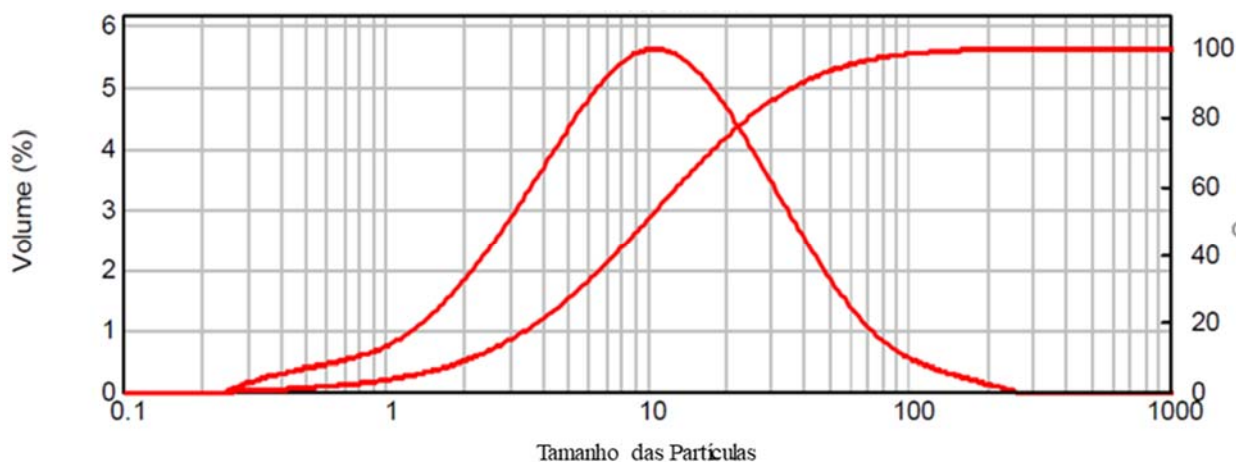
A Tabela 4 mostra os resultados dos parâmetros físico-químico analisados para caracterizar o “Resíduo Mãe” e as três concentrações das amostras preparadas de resíduo de estudo (CRE 1, 2 e 3) utilizada nos ensaios de bancada. Os resultados mostram que os parâmetros de pH, alcalinidade, COT, COD, manganês e turbidez aumentaram de acordo com incremento da concentração de SST nos resíduos preparados.

**Tabela 4.** Resultados da Caracterização físico-química dos resíduos de estudo.

Parâmetro	Resíduo Mãe	CRE 1 (20 g/L)	CRE 2 (10.13 g/L)	CRE 3 (0.25 g/L)
Alcalinidade (mg/L)	121.12	46.12	45.90	46.97
Manganês (mg/L)	17.30	5.01	1.99	<0.010
pH	6.89	6.23	6.47	6.24
SST (g/L)	122.71	20.5	9.9	0.24
STD (g/L)	0.268	0.169	0.121	178
ST (g/L)	122.97	23.11	9.64	0.41
COT (mg/L)	5.761	5.841	3.968	4.068
COD (mg/L)	3.303	3.780	3.864	3.568
Turbidez	118.200	32.550	14.350	305

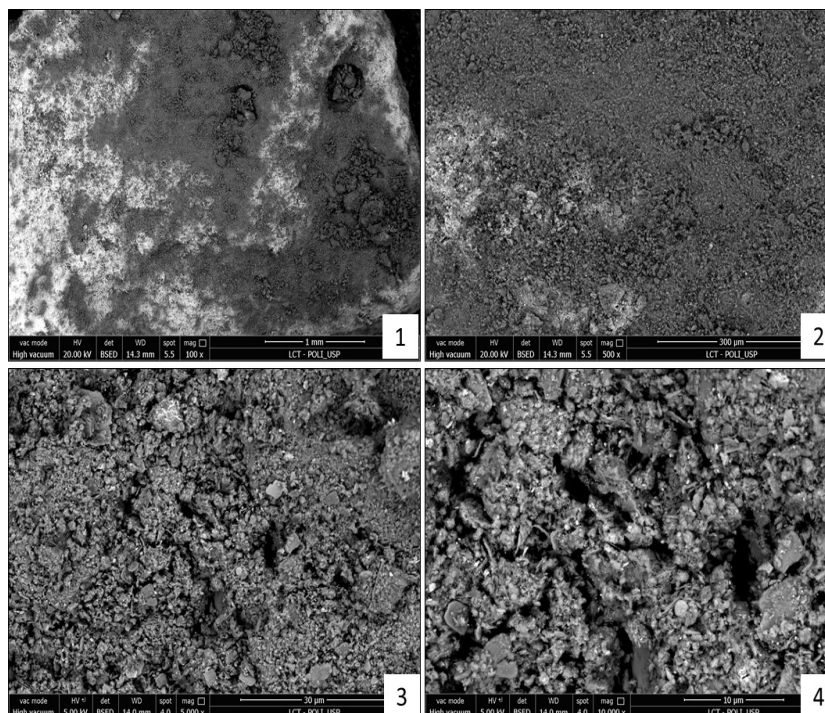
Fonte: Autor (2018).

A Figura 6 mostra a curva granulométrica do “Resíduo Mãe” coletado no decantador da ETA 006. Os resultados evidenciam que o resíduo apresenta 15% de fração argila (< 2  $\mu\text{m}$ ), 55% de fração silte (2 < x < 20  $\mu\text{m}$ ) e 30% de fração areia (20 < x < 200  $\mu\text{m}$ ).



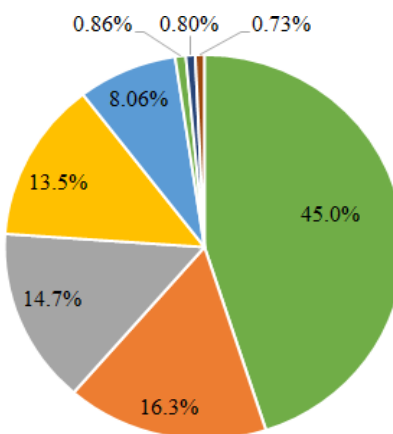
**Figura 6.** Curva granulométrica do “Resíduo Mãe” coletado no decantador da ETA 006 no período de 10 a 13 de abril de 2018.

Para as amostras do “Resíduo Mãe”, os resultados da micrografia (MEV) e análise qualitativa dos componentes das partículas (método EDS) são apresentados, respectivamente, nas Figuras 7 e 8.



(1) aumento de 100x; (2) aumento de 500x; (3) aumento de 5.000x; (4) aumento de 10.000x

**Figura 7.** Morfologia das partículas obtidas por imagem de MEV do “Resíduo Mãe” coletado no decantador da ETA 006 no período de 10 a 13 de abril de 2018.



■ Compostos Oxigenados ■ Alumínio ■ Silica ■ Carbono ■ Ferro ■ Potássio ■ Magnésio ■ Titânio

**Figura 8.** Análise qualitativa dos elementos químicos constituintes na parte sólida do “Resíduo Mãe”, usando o método EDS da microscopia eletrônica.



Observa-se na Figura 7 que a morfologia do “Resíduo Mãe” apresentou superfície com aspecto irregular e composição heterogênea de partículas, indicando elevada quantidade de partículas com diâmetros com cerca de 10 a 30  $\mu\text{m}$ . A análise qualitativa dos elementos constituintes, obtidas pelo método EDS, do “Resíduo Mãe” é apresentada na Figura 8.

A Figura 8 mostra o predomínio dos elementos químicos carbono, oxigênio, magnésio, alumínio, sílica, potássio, titânio e ferro no “Resíduo Mãe”. A presença de oxigênio de 45% informada na análise qualitativa dos compostos de partículas (EDS) se deve aos compostos oxigenados formados com os elementos químicos Alumínio (Al), Silício (Si), Carbono (C) e ferro (Fe). Como exemplos de compostos oxigenados pode-se esperar a presença de sílica ( $\text{SiO}_2$ ) que pode estar associado à presença de areia na água bruta (encontrados em minerais, areias e silicatos), o óxido de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) também conhecida como alumina que pode estar relacionada ao uso de coagulante do tipo sulfato de alumínio no processo de tratamento. Justificativa similar ao óxido de alumínio pode também ser atribuída ao óxido de ferro  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ .

A composição predominante de alumínio 16.3% no resíduo em estudo, está de acordo com o reportado por Dias *et al.* (2002) e Barroso (2007), que citam predominância de argilominerais tais como a caulinita e gibsita (compostos de Al) e quartzo (compostos com Si) no resíduo de ETA que emprega sulfato de alumínio como coagulante.

O delineamento composto de face centrada (DCFC) foi realizado para a otimização do desaguamento do resíduo da ETA 006 nos ensaios de bancada com geotêxtil, considerando as seguintes variáveis:  $X_1$  (concentração inicial de SST no resíduo) e  $X_2$  (dosagem de polímero). A partir dos resultados apresentados na Tabela 5, calcularam-se os coeficientes de regressão e construíram-se modelos matemáticos para as respostas: turbidez do filtrado e tempo de desaguamento. Nessa etapa foi utilizado ANOVA para avaliar a adequação dos modelo (ver Tabela 6).

Considerando somente os parâmetros com significância estatística a 90% de confiança ( $p$ -valor  $\leq 0.10$ ), foram elaborados os modelos matemáticos que expressam a correlação entre as variáveis dependentes ( $X_1$  e  $X_2$ ) com as respostas avaliadas (turbidez do filtrado e tempo de desaguamento) dos polímeros catiônico, aniônico e não-iônico, conforme Tabela 6.

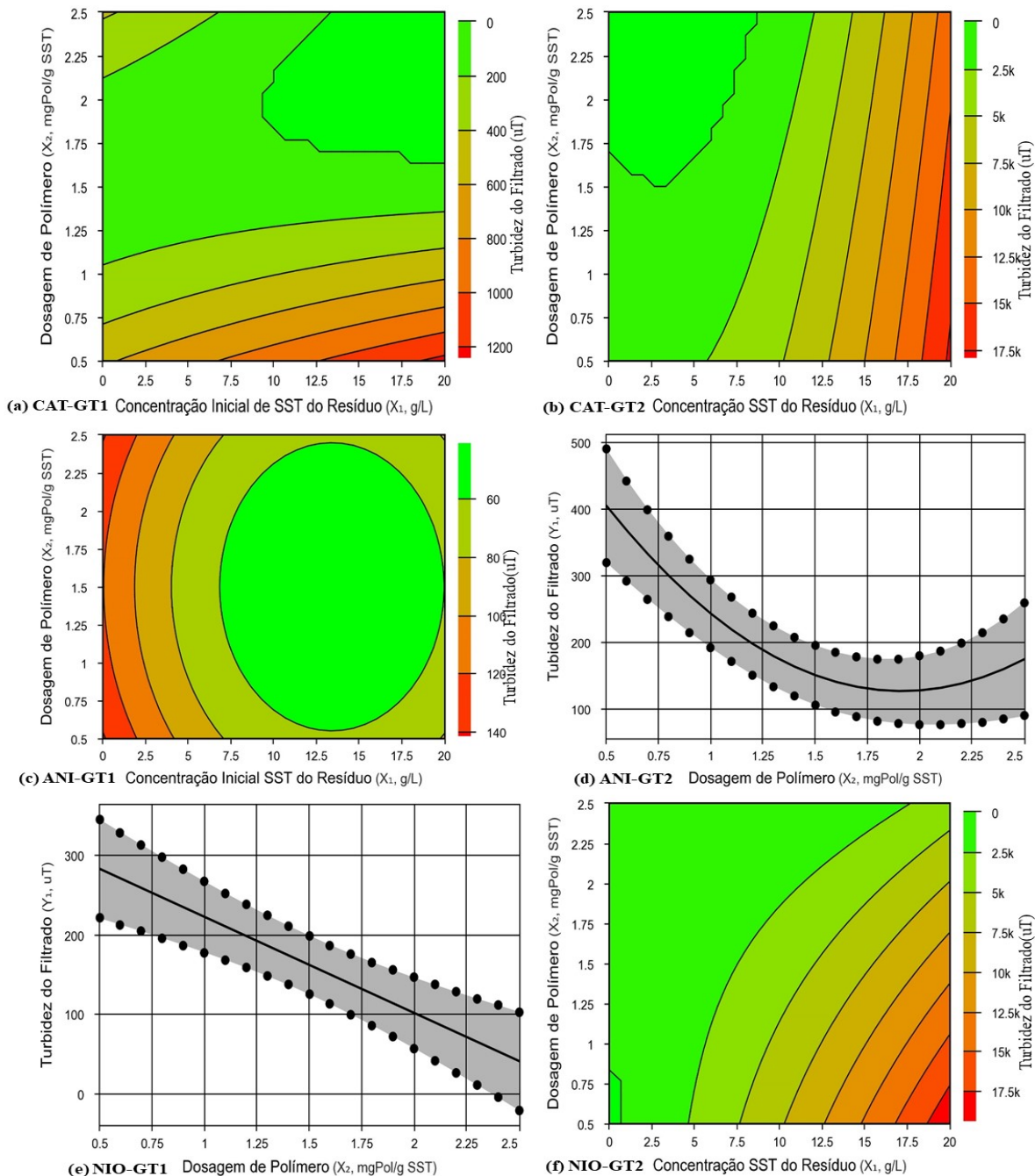
A partir da Tabela 5 e 6 os resultados obtidos evidenciam que o Polímero catiônico e o GT1 foram os mais indicados para o desaguamento do resíduo da ETA 006, uma vez que apresentaram tempo de desaguamento adequado e reduzida turbidez do filtrado. Considerando a variabilidade inerente do resíduo, pode-se concluir que o modelo se ajustou bem aos dados experimentais, sendo possível construir a curva de contorno, conforme Figuras 9 e 10.

**Tabela 5.** Matriz do delineamento composto de face centrada com variáveis independentes (concentração de SST no resíduo e dosagem de polímero) em valores codificados e valores reais (entre parênteses) e respostas observadas para o GT1 e GT2 (turbidez do filtrado e tempo de desaguamento) utilizando polímero catiônico, aniônico e não-iônico.

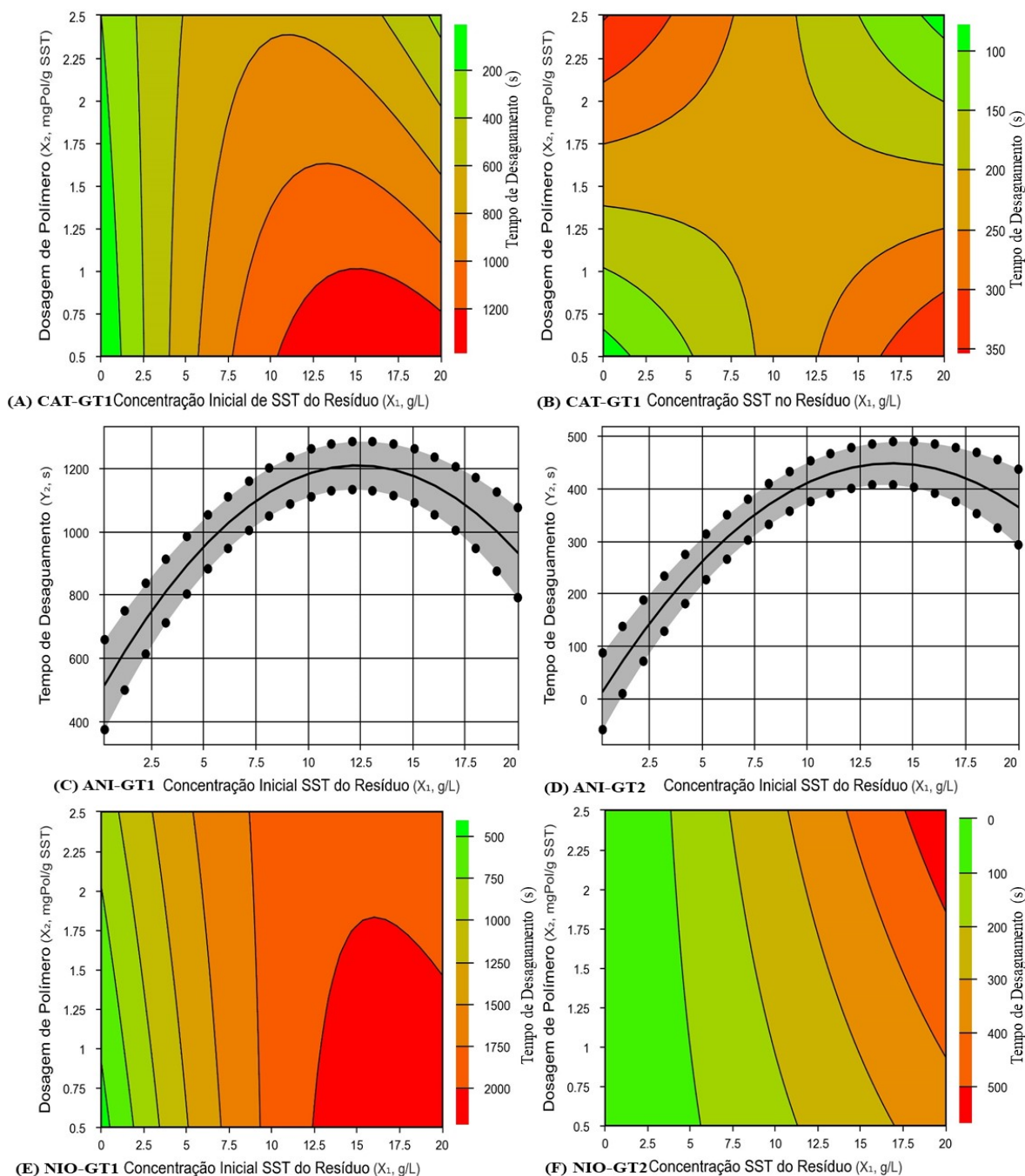
Ensaio	Variáveis		CATIÔNICO				ANIÔNICO				NÃO-IÔNICO			
	Concentração de SST no resíduo	Dosagem de polímero	GT1		GT2		GT1		GT2		GT1		GT2	
			Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)	Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)	Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)	Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)	Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)	Turbidez do filtrado (uT)	Tempo (s)
1	-1(0.25)	-1(0.50)	403	10	556	10	161	419	371	10	275	331	493	8
2	1(20)	-1(0.50)	1.618	1411	20.150	302	92.9	1189	302	441	577	2.041	19.780	359
3	-1(0.25)	1(2.50)	174	190	310	257	131	499	267	17	113	722	291	11
4	1(20)	1(2.50)	57,5	421	14.500	12	80.8	949	113	382	49.60	1556	2.320	589
5	-1(0.25)	0(1.5)	205	217	104	462	103	625	304	14	124	970	283	9
6	1(20)	0(1.5)	46.3	667	13.000	10	49.20	657	142	269	101	2.380	12.480	462
7	0(10.13)	-1(0.50)	718	1093	6.750	96	37.4	1341	539	238	134	1.966	5.120	175
8	0(10.13)	1(2.50)	27.60	670	350.5	343	70.80	1183	141	470	98.60	1.765	1.594	251
9	0(10.13)	0(1.5)	50.40	1040	2.620	319	55.9	1174	157	408	81.50	1.882	4.060	196
10	0(10.13)	0(1.5)	52.90	1042	2.500	217	54.4	1215	87.3	453	102	1.660	4.360	270
11	0(10.13)	0(1.5)	54.60	1048	2.100	351	51.9	1010	57.6	495	119	1.854	3.960	211

**Tabela 6.** Porcentagem de variância explicada ( $R^2$ ), valor F calculado ( $F_{calc.}$ ) e F tabulado ( $F_{tab.}$ ) para as respostas de turbidez do filtrado e tempo de desaguamento, por análise de variância (ANOVA).

Respostas		Turbidez do Filtrado		$F_{Calc.}$	$F_{Tab.}$	$R^2$ (%)
Modelos ajustados						
Catiônico	GT1	$82.84 - 413.32 x_2 + 416.84 x_2^2 - 332.87 x_1 x_2$		11.8	3.07	83.5
	GT2	$2864.10 + 7780 x_1 + 5239.23 x_1^2 - 2049.25 x_2$		42.3	3.07	94.78
Aniônico	GT1	$45.58 - 28.68 x_1 + 43.24 x_1^2 + 21.24 x_2^2$		13.84	3.07	85.58
	GT2	$149.58 - 115.17 x_2 + 139.25 x_2^2$		6.66	3.11	62.50
Não iônico	GT1	$161.34 - 120.80 x_2$		5.86	3.36	39.45
	GT2	$3818.80 + 5585.50 x_1 + 2122.37 x_1^2 - 3531.33 x_2 - 4314.50 x_1 x_2$		45.20	3.18	96.79
Respostas		Tempo de Desaguamento		$F_{Calc.}$	$F_{Tab.}$	$R^2$ (%)
Modelos ajustados						
Catiônico	GT1	$978.60 + 347 x_1 - 492.60 x_1^2 - 205.50 x_2 - 292.50 x_1 x_2$		96.02	36.20	3.18
	GT2	$216.27 - 134.25 x_1 x_2$		28.22	3.36	3.5
Aniônico	GT1	$1184.60 + 208.67 x_1 - 461.60 x_1^2$		79.33	15.84	3.11
	GT2	$412.80 + 175.17 x_1 - 223.97 x_1^2$		84.80	22.3	3.11
Não iônico	GT1	$1825.40 + 659 x_1 - 492.07 x_1^2 - 219 x_1 x_2$		89.32	19.50	3.07
	GT2	$231 + 230.33 x_1 + 51.50 x_2 + 56.75 x_1 x_2$		98.61	165.7	3.07



**Figura 9.** Curva de contorno da Turbidez do Filtrado: (A) CAT-GT1 - polímero catiônico GT1, (B) CAT-GT2 - polímero catiônico GT2, (C) ANI-GT1 - polímero aniônico GT1, (D) ANI-GT2 - polímero aniônico GT2, (E) NIO-GT1 - polímero não-iônico GT1, (F) NIO-GT2 - polímero não-iônico GT2.



**Figura 10.** Curva de contorno do Tempo de Desagregação: (A) CAT-GT1 - polímero catiônico GT1, (B) CAT-GT2 - polímero catiônico GT2, (C) ANI-GT1 - polímero aniônico GT1, (D) ANI-GT2 - polímero aniônico GT2, (E) NIO-GT1 - polímero não-iônico GT1, (F) NIO-GT2 - polímero não-iônico GT2.

Por meio da curva de contorno obtida para Turbidez do Filtrado em função da concentração inicial de SST do resíduo e dosagem de polímero catiônico, a Figura 9 A (CAT-GT1) mostra uma região que evidencia a remoção de turbidez, promovida com a combinação de polímero catiônico acima de 1.60 mgPol/gSST e resíduo com concentração inicial de SST de 10 g/L. Nesses ensaios, o sistema de filtração apresentou turbidez do filtrado com valores mínimos variando de 27.6 a 54.6 uT. Satyamurthy e Bhatia (2009) relatam a necessidade de utilizar dosagem adequada de Polímero. Sem o seu uso, o geotêxtil pode não conseguir reter as partículas finas, principalmente em materiais argilosos com baixas concentrações de sólidos, permitindo melhorar a qualidade do efluente desde o início do processo. Entretanto, foram observados na Figura 9 A (CAT-GT1) picos de turbidez do filtrado (174 uT a 1.618 uT) condicionados com os ensaios realizados com resíduo com concentração de SST de 0.25 g/L (Ensaio 1, 3 e 5) e dosagem não adequada de polímero (Ensaio 2 e 7).

Avaliando-se a Figura 9 B (CAT-GT2), as curvas de contorno indicam uma tendência de remoção de turbidez com a combinação de polímero catiônico acima 1.50 mgPol/gSST e resíduo com concentração de SST abaixo de 8.50 g/L, obtendo turbidez mínima do filtrado de 104 a 556 uT para os Ensaios 1, 3 e 5. Observa-se que, nos Ensaios 2 e 7, a dosagem mínima de polímero não favoreceu a remoção de turbidez no sistema de filtração, obtendo 20.150 uT e 6.750 uT, respectivamente. Os resultados mostram que o tamanho da abertura dos poros do GT2 (400  $\mu$ m) permitiu a passagem das partículas sólidas no sistema de filtração de bancada em geotêxtil. Koerner e Koerner (2006) relatam que o tamanho da abertura dos poros do geotêxtil é uma característica importante no desaguamento. Com isso, o GT1 apresentou um desempenho melhor na turbidez do filtrado comparado com o GT2, devido ao tamanho da abertura de 200  $\mu$ m e à dosagem adequada de polímero.

A Figura 9 C (ANI-GT1) mostra a ação do Polímero Aniônico na remoção da Turbidez do Filtrado, obtendo valores mínimos de 37.4 uT e valores máximos de 131 uT. Nos ensaios, com a combinação de dosagem de polímero aniônico mínima de 0.55 mgPol/gSST e resíduo com concentração de SST de 10 g/L, os resultados apresentados da curva de contorno (Figura 9 c) mostram uma região que reúne condições favoráveis para remoção de turbidez do filtrado, apresentando valores abaixo de 54 uT. Já na Figura 9 D (ANI-GT2), os resultados evidenciam que a redução de turbidez do filtrado está condicionada à aplicação de dosagem adequada de polímero. Os valores obtidos de turbidez no sistema de bancada apresentaram mínimo de 57.6 uT (Ensaio 11) e valores máximos de 539 uT (Ensaio 7).

Nos ensaios realizados com o Polímero Não Iônico (Figuras 9 E e F), os resultados encontrados para o GT1 indicaram que o aumento da dosagem de Polímero favoreceu a remoção de turbidez, porém o sistema apresentou Turbidez do Filtrado variando de 81.50 a 577. Para os ensaios realizados com o GT2, as curvas de contorno mostram uma tendência de remoção de turbidez

com resíduo abaixo de 5 g/L. Porém, os resultados com o Polímero Não Iônico, utilizando o GT2, apresentaram desempenho insatisfatório na remoção da turbidez comparados com os resultados de outros ensaios. Dessa forma, foram obtidos valores de turbidez mínima de 283 uT e máxima de 19.780 uT.

Resultados semelhantes foram encontrados por Guanaes (2009), que analisou o desaguamento do resíduo de estação de tratamento de água. Os resultados obtidos no teste em bancada indicaram que o polímero catiônico apresentou menor turbidez do filtrado e maior desaguamento em relação aos polímeros estudados.

Com relação à análise da curva de contorno do Tempo de Desaguamento (s), os resultados da variação da concentração inicial do SST do resíduo ensaiado de 0.25 g/L para 20 g/L revelaram um incremento do tempo de desaguamento do resíduo com teor de SST acima de 10 g/L (ver Figura 10 A). O decréscimo acentuado do tempo em relação à concentração de resíduo se justifica devido à formação do *filter cake*, que diminui a permeabilidade do tecido do geotêxtil. Observa-se, na Figura 10 A, que o Tempo de Desaguamento variou de 10 a 1.093 s, comportamento este condicionado em função da concentração inicial de SST do resíduo e Dosagem de Polímero. Já na Figura 10 B observa-se que o tempo de desaguamento foi superior comparado com os resultados da Figura 10 A. Os resultados mostram que o tamanho da abertura dos poros do GT2 (400  $\mu$ m) permitiu a passagem rápida (10 a 462 s) do resíduo no sistema de filtração, o que acarretou uma ineficiência na remoção da turbidez nos ensaios.

As Figuras 10 C e D mostram que, nos ensaios realizados com o Polímero Aniônico, os resultados com o GT1 e o GT2 apresentaram o mesmo comportamento com o tempo de desaguamento; ou seja, o tempo de desaguamento foi definido pela dosagem de polímero. Contudo, foi observada a influência da abertura dos poros dos geotêxteis estudados, sendo que o GT1 apresentou tempo de desaguamento superior comparado ao GT2. Nessa condição, o GT1 apresentou tempo de desaguamento variando de 419 a 1.341 s, e o GT2 apresentou um intervalo menor nos ensaios, variando de 10 a 470 s.

Os resultados obtidos na curva de contorno com o Polímero Não Iônico (ver Figura 10 E) evidenciam que o tempo de desaguamento apresentou uma tendência de aumento à medida que o teor de SST do resíduo passou de 0.25 para 20 g/L com o GT1. Na Figura 10 F, observa-se que a abertura dos poros do GT2 favoreceu um menor tempo de desaguamento de resíduos com teor de SST abaixo de 6 g/L e, conseqüentemente, a formação do *filter cake* foi prejudicada, produzindo um efluente com Turbidez do Filtrado acima de 283 uT.

Para validar a eficácia do sistema de desaguamento de resíduo, o processo precisa atender a alguns princípios de funcionamento, quais sejam: fluxo adequado do líquido, retenção das partículas e capacidade de filtração ao longo do tempo.

Assim, com base nos resultados apresentados e analisados por meio da análise estatística, o desempenho do Polímero Catiônico e o GT1 foram os mais indicados para o desaguamento dos resíduos em estudo, pois apresentaram tempo de desaguamento adequado e reduzida turbidez do filtrado. Apesar do Polímero Aniônico obter reduzidos valores de turbidez, o tempo de desaguamento foi o critério de escolha do Polímero Catiônico. Com relação à abertura dos poros do GT1 e GT2, observa-se que o GT1 apresentou melhores resultados da turbidez do filtrado e tempo de desaguamento.

Uma outra variável relevante nos ensaios de bancada foi a dosagem adequada de polímero associado com resíduos com concentração de SST acima de 10 g/L.

### Conclusões

Pode-se concluir que a concentração SST inicial do resíduo e a dosagem de condicionante químico, nesse caso o polímero catiônico, exercem influência na quantidade de material retido pelo tecido geotêxtil e no tempo de desaguamento. Observou-se ainda que as faixas estudadas de concentração SST no resíduo e dosagem de condicionante químico foram bastante eficazes; Os resultados do planejamento experimental mostraram que nos ensaios de bancada o GT1 com abertura da trama de 200 µm teve melhor desempenho na remoção da Turbidez do Filtrado e tempo de desaguamento comparados com os resultados obtidos com abertura da trama de 400 µm do GT2. Essa diferença da abertura da trama dos geotêxteis, eleva a permeabilidade do tecido e conseqüentemente acarreta o aumento da turbidez do filtrado.

O polímero catiônico apresentou desempenho satisfatório quando utilizado com GT1 e revelou aplicabilidade como condicionante químico em sistemas de desaguamento de resíduos de ETA; Quanto ao condicionamento químico dos resíduos estudados, observou-se nesta pesquisa a importância de realizar ensaios para a determinação da dosagem do polímero, já que uma dosagem excessiva ou insuficiente pode prejudicar o desempenho do sistema de desaguamento em geotêxtil.

### Referências bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th edition. Washington, USA.
- Avancini, L. L. S. (2017) *Análise do desaguamento do lodo de estações de tratamento de água em sistemas de confinamento em geotêxtil*. Dissertação de mestrado, Curso de Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica, Área de Infraestrutura Aeroportuária, Instituto Tecnológico de Aeronáutica. 135 pp.
- Andreolli, C. V. (2001) Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). Resíduos Sólidos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: Rima, ABES. 282 pp.
- ASCE - AWWA, American Society of Civil Engineers- American Water Works Association (1996) *Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residual*. New York. 294 pp.

- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Voltan, P.E.N. (2017) *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 3ªed. São Carlos: Rima, 1246 pp.
- Fowler, J., Duke, M.L., Schmidt, M.L., Crabtree, B., Bagby, R.M., Trainer, E. (2002) *Dewatering sewage sludge and hazardous sludge with geotextile tubes*. Seventh International Conference on Geosynthetics, 22-27 September 2002, Nice, French Riviera.
- Guanaes, E. A. (2009) *Análise do Desaguamento do Lodo Residual de Estação de Tratamento de Água por Meio de Geossintéticos*. 129p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, CEFET, Minas Gerais, Brasil.
- Guimarães, M. G. A., Urashima D. C., Vidal D. M. (2014) Dewatering of sludge from a water treatment plant in geotextile closed systems. *Geosynthetics International* 5 (21), 310-320. doi: <https://doi.org/10.1680/gein.14.00018>
- Koerner, G. R., Koerner, M. R. (2006). *Geotextile tube assessment using a hanging bag test*. *Geotextiles and Geomembranes*. v. 24, n. 2, p. 129-37.
- Lawson, C. R. (2006) Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. In: *INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEOSYNTHETICS*, 8, Yokohama. Proceedings... Rotterdam: Millpress.
- Lawson C. R. (2008) Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. *Geosynthetics International* 6 (15) 384-427. doi: <https://doi.org/10.1680/gein.2008.15.6.384>
- Miratech, T. C. N. (2005) *Geotube*. Dewatering Technology: versão 5.2. Seção: Aplicações: [S.l.]: Mining & Mineral Processing.
- Moo-Young, H. K., Gaffney, D. A., MO, X. (2002). Testing Procedures to asses the viability of dewatering with geotextiles tubes. *Geotextiles and Geomembranes* 5(20) 289-303. doi: [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(02\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(02)00028-6)
- Moo-Young, H. K., Tucker W. (2002) Evaluation of vacuum filtration testing for geotextile tubes. *Geotextiles and Geomembranes* 3(20) 191-212. doi: [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(02\)00008-0](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(02)00008-0)
- Muthukumar, A. E., Ilamparuthi, K. (2006) Laboratory studies on geotextile filters as used in geotextile tube dewatering. *Geotextiles and Geomembranes*, 24, FL, 210-219.
- Reali, M. A. P (1999) Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. *Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos e Estações de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: Rima, ABES. 240 pp.
- Rodrigues, M. I., Costa, P (2014) *Protimiza Experimental Design (software)*. Acesso em 10 de abril de 2018, disponível em: <http://experimental-design.protimiza.com.br>
- Rodrigues, M. I., Lemma, A. F. (2014) *Experimental Design and Process Optimization*, CRC Press, New York.
- Satyamurthy, R., Bhatia, S. K. (2009) Effect of polymer conditioning on dewatering characteristics of fine sediment slurry using geotextiles. *Geosynthetics International* 2(16) 83-96. doi: <https://doi.org/doi.org/10.1680/gein.2009.16.2.83>
- Tominaga, E. (2010) *Análise dos Procedimentos para Avaliação de Desempenho de Sistemas fechados com Geotêxtil para Desaguamento*. Mestrado. Instituto Tecnológico de Aeronáutica – ITA, São José dos Campos, 126 pp.



# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica

## MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA DE UN LAGO URBANO UTILIZANDO UN PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

\* Ana Cecilia Tomasini-Ortiz <sup>1</sup>  
Antonio Ramírez-González <sup>1</sup>  
Mercedes Esperanza Ramírez-Camperos <sup>1</sup>  
Lina María Cardoso-Vigueros <sup>1</sup>

### URBAN LAKE WATER QUALITY IMPROVEMENT USING A COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS

Recibido el 8 de mayo de 2019; Aceptado el 11 de mayo de 2020

#### Abstract

The urban lake studied is located west of Mexico City. The eutrophication problem of the lake worsened and the lake presented some hypertrophy symptoms due to its shallowness, limited flow, lack of stratification, unbalanced nutrient regimes, unbalance oxygen, and very high productivity, taking chlorophyll a concentration as parameter. Therefore, from 2015 up to now, the IMTA (Mexican Institute of Water Technology, for its Spanish acronym) has been monitoring the water quality of the lake and in March of 2016, a pilot coagulation-flocculation plant was installed for the removal of algae. The plant was fed with water from the lakes and the wastewater was returned to them. The results obtained were: the pH and the temperature did not vary greatly during this period. Nevertheless, a strong improvement was observed in the water quality of the lakes by an increase of transparency and a considerable decrease in turbidity and in the levels of chlorophyll a. It is important to mention that the concentrations of total Nitrogen and total Phosphorus also decreased. Finally, the evaluation of Aluminum and the return of the water to the lakes after the coagulation-flocculation process, did not affect the results. The conditions of hypertrophy remained, but the water treatment gave a better aspect to the lakes and the *Microcystis spp.* blooms were controlled, as well as the bad smell.

**Keywords:** water quality, chlorophyll, eutrophic, hypertrophy, nutrients.

<sup>1</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.

\* Autor correspondiente: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, Jiutepec, Morelos, México. Email: [atomasini@tlaloc.imta.mx](mailto:atomasini@tlaloc.imta.mx)

## Resumen

El lago urbano estudiado, está situado al oeste de la Ciudad de México. La problemática de la eutrofización del lago se agudizó y el lago presentó algunas características del estado de hipertrofia por su someridad y circulación limitada, falta de estratificación, regímenes de nutrientes y oxígeno no balanceado y productividad muy alta, tomando como parámetro concentraciones de Clorofila  $a$ . Por tal motivo, desde el 2015 hasta la actualidad, el IMTA viene monitoreando la calidad del agua de este lago y en marzo de 2016, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa a los lagos. Los resultados obtenidos son: el pH y la temperatura no tuvieron grandes variaciones durante éste periodo. Donde se observó una fuerte mejoría es en la calidad del agua de los lagos, fue en el aumento de la transparencia, y una considerable reducción en turbiedad y clorofila  $a$ . Reduciéndose también las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total. Por último, la evaluación del aluminio, por su presencia en el coagulante, y el retorno del agua a los lagos, después del proceso de coagulación-floculación, no los afecta. Las condiciones de hipertrofia se mantienen, pero con el tratamiento de las aguas se proporcionó un mejor aspecto a los lagos y se controló las floraciones de *Microcystis spp.* y el mal olor.

**Palabras clave:** calidad del agua, clorofila, eutrófico, hipertrofia, nutrientes.

## Introducción

Los lagos urbanos son ambientes acuáticos muy importantes para las grandes ciudades, ya que representan lugares significativos de recreación para sus habitantes. Actualmente son los cuerpos de agua que, un mayor número de personas visita, conoce y utiliza, (Oliva *et al.*, 2008).

En México existen lagos urbanos con florecimientos frecuentes o permanentes, que están destinados a actividades deportivas y/o recreativas y que representan por lo tanto un riesgo latente para la biota residente y circundante. Se sabe que concentraciones altas de nutrientes favorecen el crecimiento acelerado del fitoplancton, siendo las cianobacterias los microorganismos dominantes en los cuerpos de agua eutróficas ocasionando la formación de cúmulos de biomasa, conocidos como *blooms* o florecimientos (Pineda *et al.*, 2011).

El lago urbano estudiado, está situado al oeste de la Ciudad de México, abarca una superficie total de 60,240 m<sup>2</sup>, de los cuales 12,240 m<sup>2</sup> están representados por islas. Su perímetro es de 1,883 m y su cuenca alberga 49,525 m<sup>3</sup> de agua con una profundidad, media de 1.0 m y máxima de 1.8 m, con un tiempo de retención hidráulica de 11 días. La longitud máxima registrada es de 432 m (norte-sur) y el ancho máximo de 208 m (este-oeste). La alimentación del lago proviene de tres fuentes: el Río Hondo, una planta de tratamiento de aguas residuales y las pequeñas descargas de aguas negras sin tratar, provenientes de los locales comerciales asentados en la periferia (Alcocer *et al.*, 1988).

La problemática de la eutrofización del lago se agudizó y fue precisamente que, si bien, se redujeron los aportes de materia orgánica a 22 mg/L de DBO, se incrementaron ostensiblemente los de nitrógeno y fósforo a 8.8 y 4.7 mg/L (Alcocer *et al.*, 1988). Por otra parte, el pH fue mayor

a 10 y corresponde al intervalo óptimo documentado para el crecimiento de cianobacterias, el cual se ubica entre 7.5 y 10 (Vela *et al.*, 2007). Este factor contribuyó al desarrollo de los florecimientos, ya que las cianobacterias tienen preferencia por ambientes neutros y alcalinos (Giraldez *et al.*, 1999). La temperatura fue superior a los 20°C y de acuerdo a otros estudios, se comprobó que el crecimiento de estas aumenta conforme se incrementa la temperatura, alcanzándose un crecimiento máximo por arriba de los 23°C (Chorus y Bartram, 1999; Roset *et al.*, 2001; Jöhnk *et al.*, 2008). Palacios y Vega en el 2015, reportaron para el mes de junio una transparencia para el Lago Menor de 43.9 cm y para el Lago Mayor 21.6 cm, un pH de 11.85 y 11.32, respectivamente; sólidos disueltos totales de 230 y 232 mg/L; oxígeno disuelto de 12.04 y 20.02 mg/L turbiedad de 36 y 84 NTU y una temperatura de 16.13 y 17.26 °C (Tomasini *et al.*, 2017).

En éste lago, las cianobacterias que se han observado son: *Anabaena fallax*, *A. helicoidea*, *Anabaenopsis tanganyikae*, *Aphanocapsa incerta*, *Geitlerinema carotinosum*, *Leptolyngbya boryana*, *L. tenerrima*, *Microcystis spp.*, *Microcystis aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. panniformis*, *M. cf. protocystis*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena mucicola* y *Synechocystis endophytica*. Los florecimientos de cianobacterias como *Microcystis spp.* son recurrentes durante todo el año, ocasionando una coloración verde brillante al agua, espuma que se mantiene sobre la superficie y mal olor. (Pérez *et al.*, 2016)

### PLANTA PILOTO No. 1

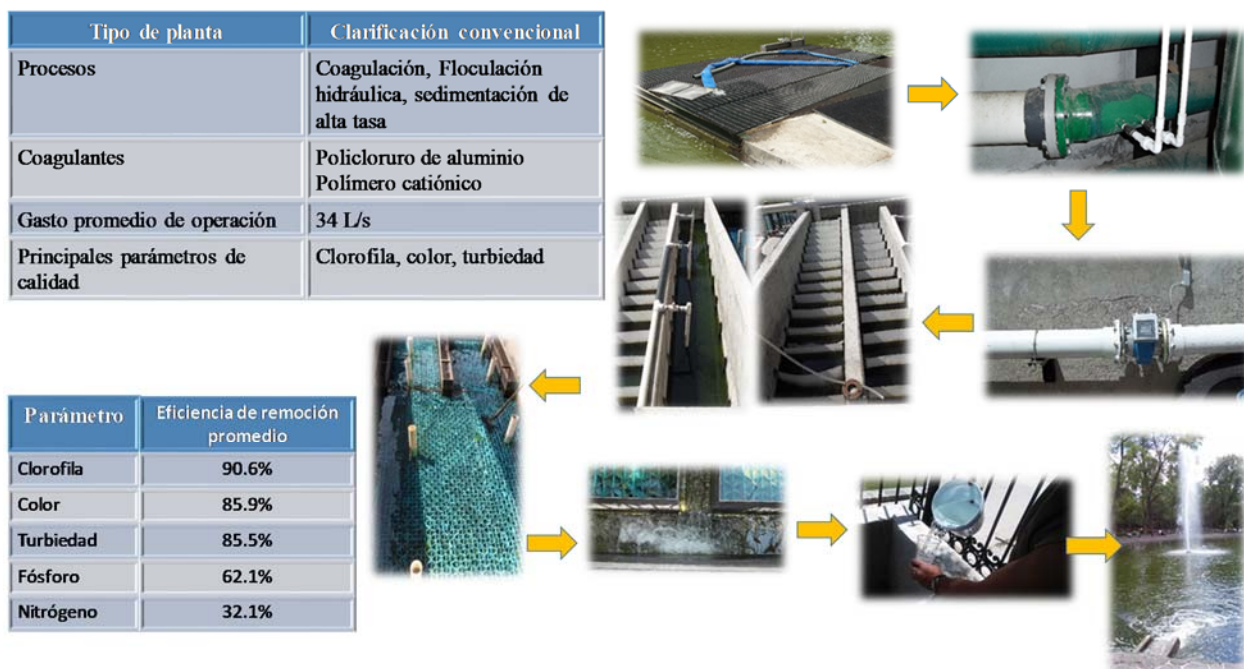


Figura 1. Planta Piloto coagulación-floculación-sedimentación y eficiencias de remoción.

Como resultado de esto, el lago ha presentado algunas características del estado de hipertrofia por su poca profundidad y elevados tiempos de residencia del agua debido a flujos reducidos o nulos de entrada y salida del agua, falta de estratificación, regímenes de nutrientes y oxígeno no balanceado y productividad muy alta, tomando como parámetro concentraciones de Clorofila  $\alpha$ . (Oliva *et al.*, 2008, Pérez *et al.*, 2016)

Por tal motivo, desde el 2015 hasta abril del 2017, el IMTA viene monitoreando la calidad del agua de este lago y en marzo de 2016, de una planta de bombeo existente en el lugar, se adaptó una planta piloto de coagulación-floculación alimentada con agua del mismo lago para el retiro de algas y el agua tratada se regresa por gárgolas a los lagos (Figura 1 y Figura 2), teniendo en la planta muy buena remoción de clorofila, color, turbiedad, fósforo y nitrógeno. Así con dicho monitoreo comprobar la calidad del agua antes y después del arranque de la planta piloto y comprobar la mejora o no en el lago.

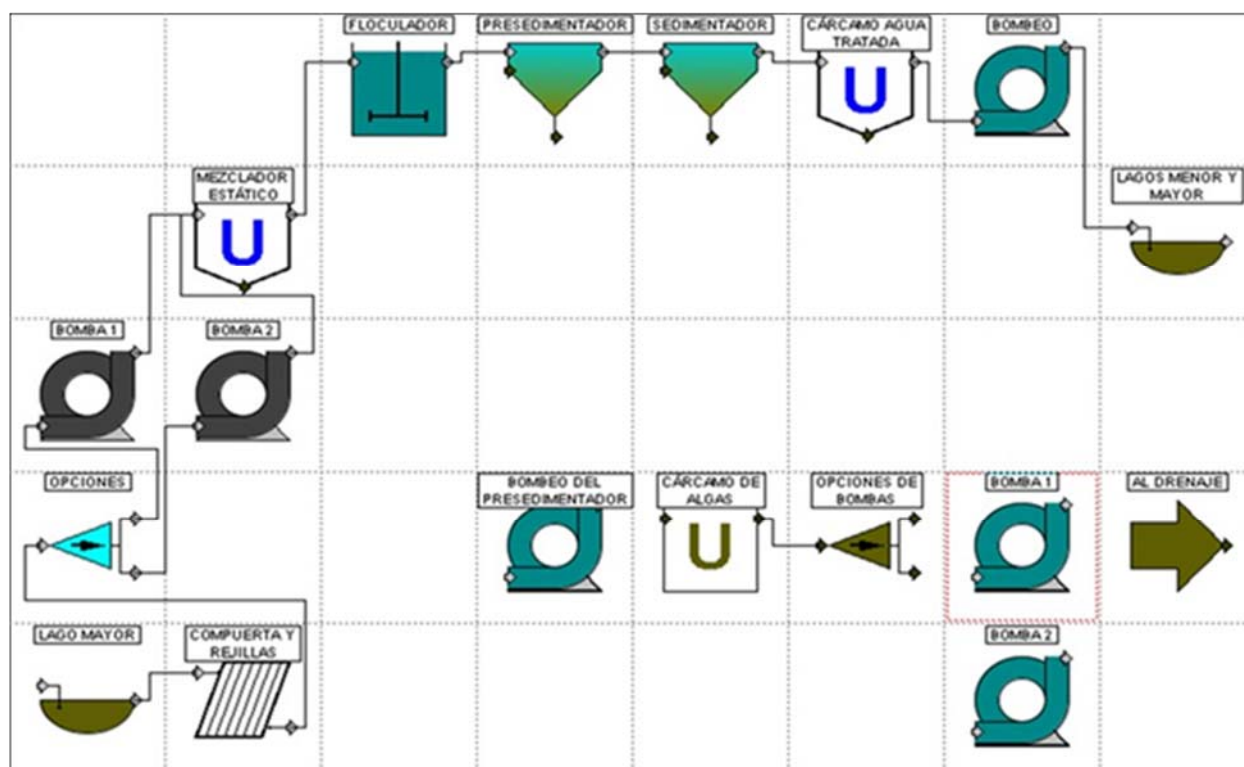
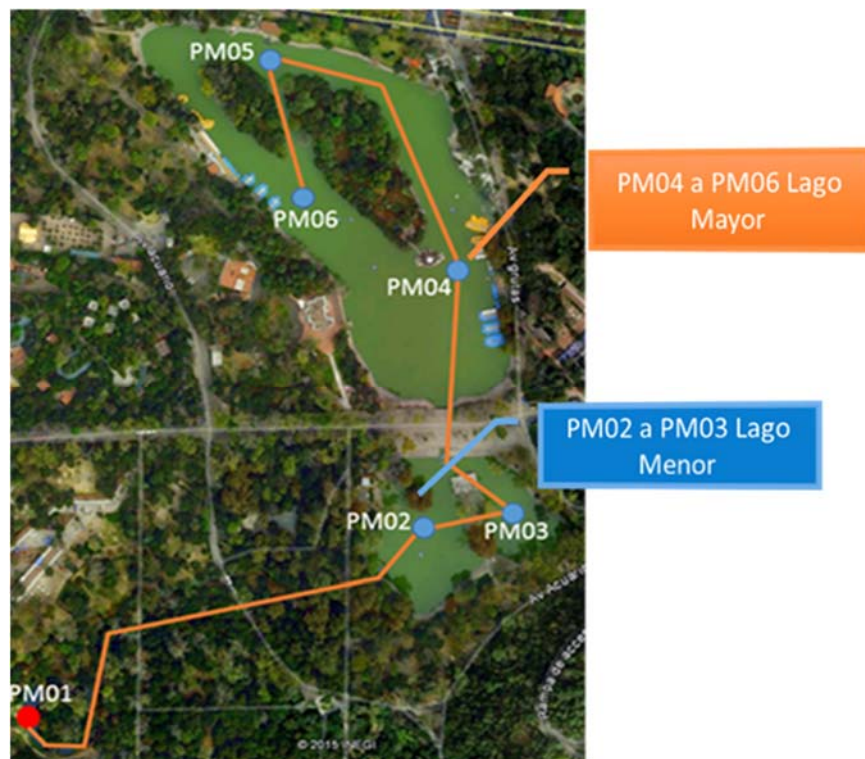


Figura 2. Diagrama de flujo de la planta piloto.

### Metodología

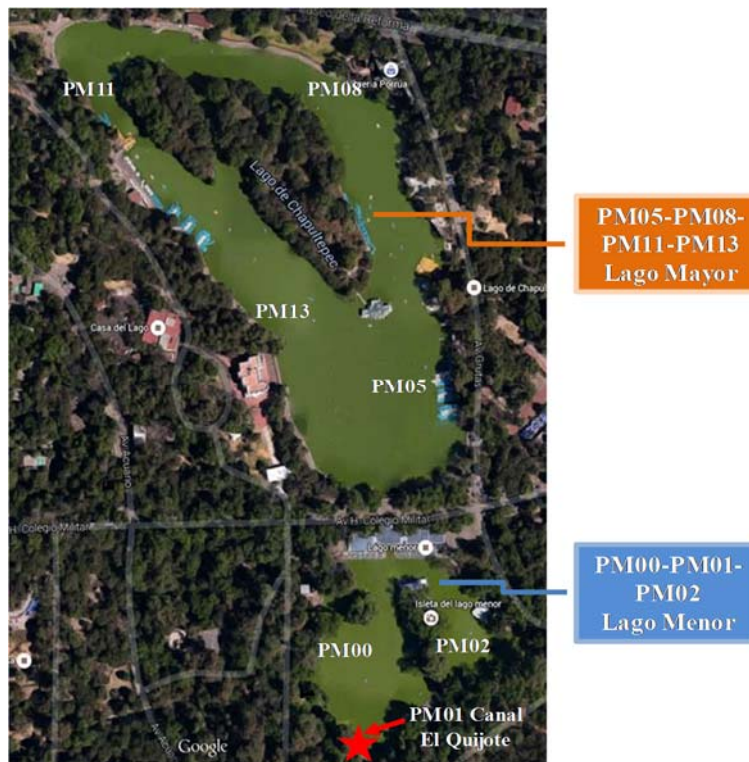
Con la finalidad de evaluar la calidad de los cuerpos de agua, después de la colocación de la planta piloto de coagulación-floculación, se realizaron determinaciones analíticas en campo de los parámetros asociados con la problemática de la presencia de algas en los cuerpos de agua, de acuerdo con lo descrito a continuación:

En el 2015, se establecieron 6 puntos de muestreo en los cuales se monitorearon diario, entre las 11:30 y las 13:00 horas, a partir del 10 de septiembre al 12 de diciembre, que se determinaron como: PM01, que corresponde a la descarga de agua tratada al Canal del Quijote, del punto PM02 y PM03, que se ubican en el Lago Menor (L. Menor) y los puntos PM04 al PM06, que se ubican en el Lago Mayor (L. Mayor) (Figura 3).



**Figura 3.** Vista en planta de los puntos de muestreo para el 2015 (PM: puntos de muestreo).

Para el 2016 y 2017, se establecieron 7 puntos de muestreo, en los cuales se monitorearon los lunes, miércoles y viernes, entre las 11:30 y las 13:00 horas, a partir del 10 de marzo al 30 de diciembre de 2016 y del 2 de enero al 28 de abril de 2017, que se determinaron como: PM00, PM01 (correspondiente a la entrada del agua del Canal) y PM02, que se ubican L. Menor. Los puntos PM05, PM08, PM11 y PM13, que se ubican en el L. Mayor (Figura 4).



**Figura 4.** Vista en planta de los puntos de muestreo para 2016-2017 (PM: puntos de muestreo).

En cada punto de muestreo se determinaron los siguientes parámetros de campo: Transparencia (Disco Secchi, DS), potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), turbiedad (NTU) y temperatura (°C) del agua. Se midieron estos parámetros con ayuda de un medidor multiparámetros HACH, modelo HQ40d; un turbidímetro HACH, modelo 2100P; colorímetro HACH, modelo DR900 y un medidor de oxígeno disuelto SCIENCE MED, modelo 820.

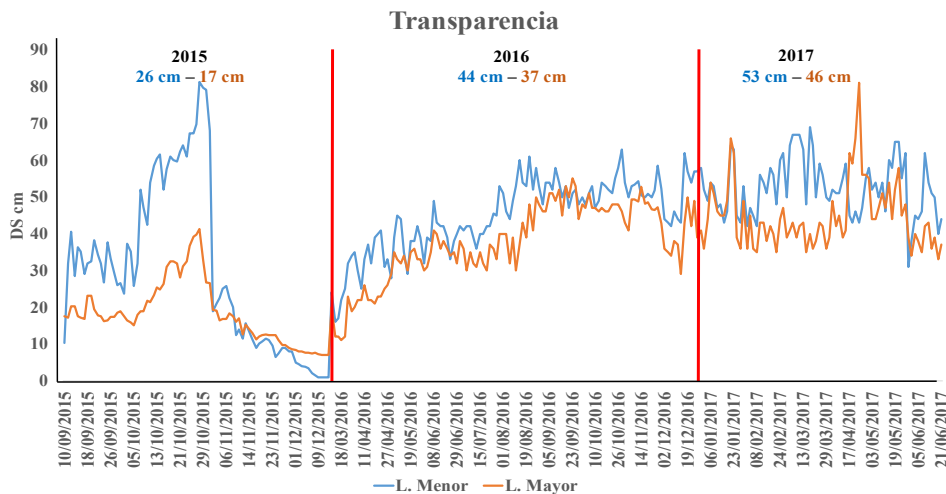
Cada quince días se tomaron muestras en cada uno de los puntos para los siguientes análisis químicos: Fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), ya que son los nutrientes esenciales para el crecimiento de las algas, aluminio (Al), por presentarse en el coagulante seleccionado, y clorofila *a* (Cl<sub>a</sub>), para la determinación de la biomasa algal. Los primeros tres por el método HACH y el último con el método APHA.

### Resultados y discusión

Vela y colaboradores en el 2007, determinaron un pH de 10 y temperaturas mayores a 20°C, en el presente estudio encontramos que el pH se mantuvo entre 10 y 11 y la temperatura entre los 20 y 21°C, no teniendo grandes variaciones durante el periodo 2015 al 2017.

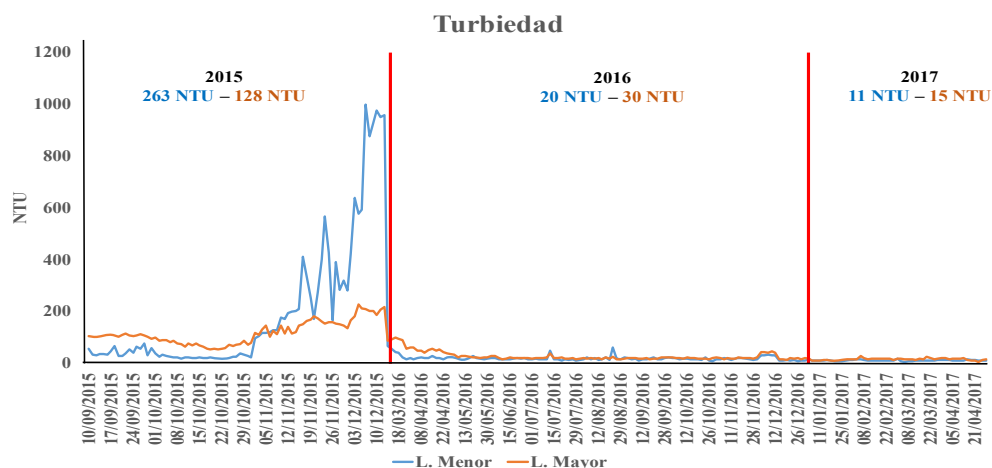
En la Figura 5, se muestra el promedio semanal de la transparencia durante el periodo 2015 al 2017. Apreciándose que, durante el 2015, en el mes de octubre, hubo un fuerte incremento en transparencia en el L. Menor, esto se debió a que se estuvo agregando directamente a éste, un coagulante (Policloruro de aluminio), el cual favoreció el incremento de la transparencia y la cual decae en los meses de noviembre y diciembre. A partir de marzo del 2016, se puso en operación una pequeña planta de coagulación – floculación, utilizando el mismo coagulante y como floculante un polímero catiónico, para tratar el agua del lago, quitando el exceso de algas, y retornando el agua limpia a los lagos. Lo que ha logrado que se incremente la Transparencia de los lagos.

El valor de los promedios anuales de la medición de transparencia, dada en centímetros (cm), fueron de 26 cm para el L. Menor y de 17 cm para el L. Mayor en el 2015. Para el 2016 el promedio fue de 44 y 37 cm, respectivamente, y hasta abril del 2017, el promedio fue de 53 y 46 cm para cada uno de los lagos. Mostrando claramente una mejoría en la transparencia de los lagos, siendo más notorio en el L. Menor. Teniendo la transparencia un aumento del 51% en el L. Menor y un 63% en el L. Mayor.



**Figura 5.** Promedios semanales de la Transparencia en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

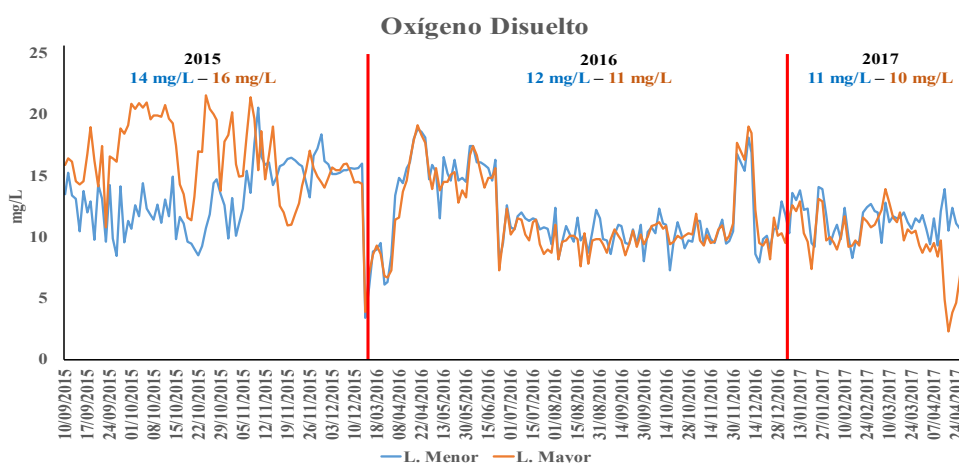
En la Figura 6, se muestra el promedio semanal de la turbiedad durante el periodo 2015 al 2017. Apreciándose que, durante el 2015, en el mes de octubre, hubo un fuerte decremento de la misma en el L. Menor, debido a lo que se comentó anteriormente, el cual favoreció una baja en esta medición, y la cual se incrementa en los meses de noviembre y diciembre. A partir de marzo de 2016, se ve cómo va decreciendo la turbiedad en ambos lagos.



**Figura 6.** Promedios semanales de la Turbiedad en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Los promedios anuales de la turbiedad, en el 2015, en L. Menor y L. Mayor fue un valor promedio de 263 y 128 NTU, el cual disminuye a 20 y 30 NTU, respectivamente, durante el 2016, y para el 2017, se obtuvo un promedio de 11 y 15 NTU, respectivamente, decreciendo considerablemente. Teniendo una disminución del 96% en el L. Menor y de un 88% en el L. Mayor.

El valor de los promedios de las mediciones semanales del oxígeno disuelto (OD), durante el periodo 2015 hasta abril del 2017, se muestran en la Figura 7.



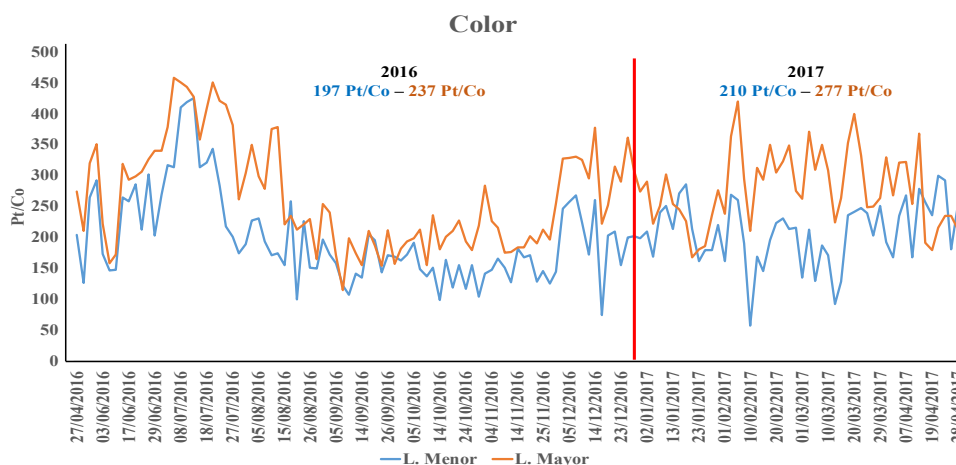
**Figura 7.** Promedios semanales del Oxígeno Disuelto en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.



Durante el mes de octubre del 2015, se observa una disminución considerablemente del OD, debida a la adición del coagulante en ambos lagos, donde se llegó a medir hasta 20 mg/L de OD. En el 2016 después del arranque de la planta, en el mes de marzo, hubo un fuerte decremento de OD, incrementándose de abril a junio, bajando durante los meses de lluvia y, posteriormente incrementando fuertemente en el mes de diciembre en ambos lagos. En el 2017, se comportan de la misma forma, solamente en el mes de abril, el L. Mayor sufre una considerable baja de OD.

Los promedios anuales del OD, son los siguientes: en el 2015, valores de 14 mg/L para el L. Menor y de 16 mg/L en el L. Mayor; en el 2016, valores de 12 y 11 mg/L, respectivamente y hasta abril del 2017, se obtuvo 11 y 10 mg/L. Presentando una disminución del 21% en el L. Menor y un 37% en el L. Mayor.

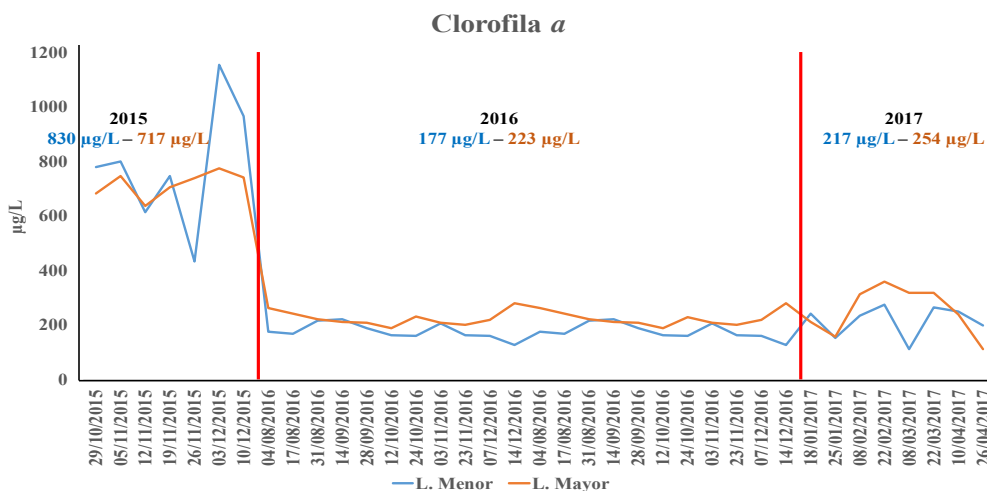
El parámetro de color solo se midió durante el 2016 y 2017. En la Figura 8, se muestran los promedios semanales del color durante el 2016 y 2017. Apreciándose que, en el 2016, durante la temporada de lluvias, baja considerablemente en ambos lagos, debido a la dilución. En el 2017 se incrementa el valor del color, principalmente, en el L. Mayor. Los promedios semanales del color, son los siguientes: en el 2016, valores de 197 Pt/Co para el L. Menor y de 257 Pt/Co en el L. Mayor; en el 2017, valores de 210 – 277 Pt/Co, respectivamente.



**Figura 8.** Promedios semanales del Color en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2016-2017.

En la Figura 9, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos de  $Cl_a$  durante el 2015 al 2017. Apreciándose que, en el 2015, la  $Cl_a$  fue muy alta y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. En el 2017 se incrementan levemente ésta, siendo más alta en el L. Mayor. Los promedios anuales para la  $Cl_a$ , fueron los siguientes. En el 2015 se obtuvo en el L. Menor un valor de 830 y en el L. Mayor de 717  $\mu\text{g/L}$ . Para el 2016 hubo una baja

considerable en Cla, con 177 y 223  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente, incrementándose levemente para el 2017, con 217 y 254  $\mu\text{g/L}$ . Presentando una disminución de 74% en el L. Menor y un 66% en el L. Mayor

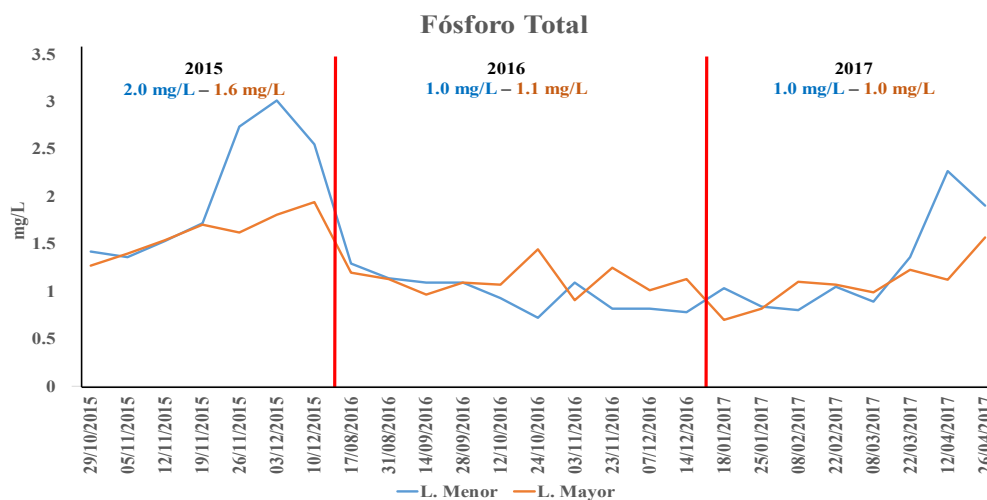


**Figura 9.** Comportamiento de Clorofila  $a$  en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Donde se observó una mejoría en la calidad del agua de los lagos, después de la puesta en marcha de la planta de coagulación floculación en el mes de marzo del 2016, fue en la transparencia, turbiedad y clorofila  $a$ , ya que, los promedios anuales de la medición de transparencia en el 2015 para el L. Menor fue de 26 cm y para el L. Mayor fue de 17 cm. En el 2016 el promedio anual fue de 44 y 37 cm respectivamente y en el 2017 el promedio anual fue de 53 y 46 cm para cada uno de los lagos. Con respecto a la turbiedad, también se observa la franca mejoría, ya que, en el 2015, en L. Menor y L. Mayor se obtuvo un promedio anual de 263 y 128 NTU, el cual baja a 20 y 30 NTU, respectivamente, en el 2016 y para el 2017, se obtuvo un promedio anual de 11 y 15 NTU respectivamente. Por último, para la Clorofila  $a$ , en el 2015 se obtuvo un promedio anual de 830 y 717  $\mu\text{g/L}$ . Para el 2016 hubo una baja considerable, con 177 y 223  $\mu\text{g/L}$ , para el 2017, incrementándose levemente, con 217 y 254  $\mu\text{g/L}$ . Siendo la biomasa algal para el 2015 de 52,624  $\text{mg/m}^3$  en el L. Menor y de 48,165  $\text{mg/m}^3$  en el L. Mayor. En el 2016 11,885 y 15,070  $\text{mg/m}^3$  respectivamente y en el 2017, con un leve incremento de 14,526 y 17,024  $\text{mg/m}^3$ .

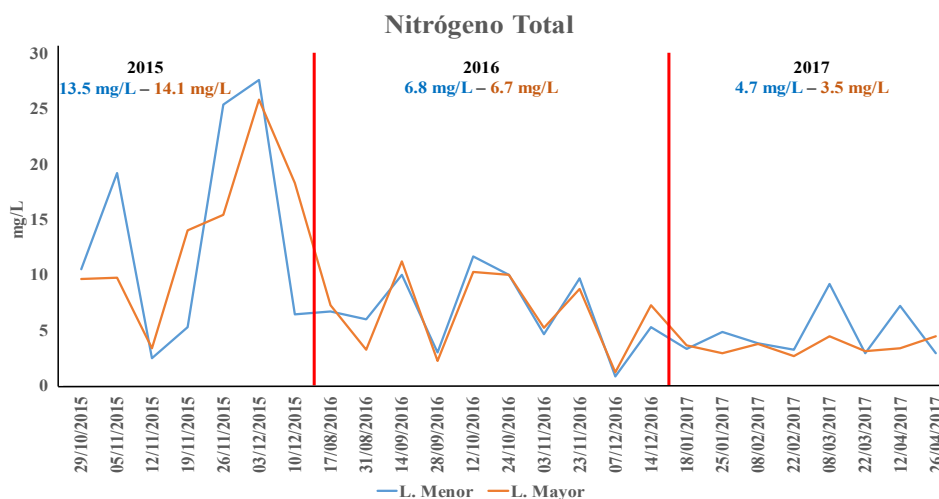
En la Figura 10, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del fósforo total (PT) durante el 2015 al 2017. Observando que, en el 2015, el PT fue muy alto y después de la puesta en marcha de la planta, en el 2016, bajó considerablemente. Para el 2017 se incrementan levemente ésta, siendo más alta en el L. Menor. Los promedios anuales para PT, del 2015 al 2017, son los siguientes: para el 2015 un valor promedio de 2.0  $\text{mg/L}$ , en el L. Menor y 1.6  $\text{mg/L}$ , en el

L. Mayor. Para el 2016, hubo un decremento a 1.0 y 1.1 mg/L, respectivamente, y para el 2017, se mantiene en 1.0 mg/L en ambos lagos. Presentando una disminución en ambos lagos del 50%.



**Figura 10.** Comportamiento del Fósforo Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

En la Figura 11, se muestran los días de muestreo y valores obtenidos del nitrógeno total (NT) durante el 2015 al 2017. Apreciándose que, en el 2015, el NT fue muy alto. En el 2016, con la planta operando, disminuye considerablemente. En el 2017 continúa decreciendo ésta, teniendo unos picos al alza el L. Menor.

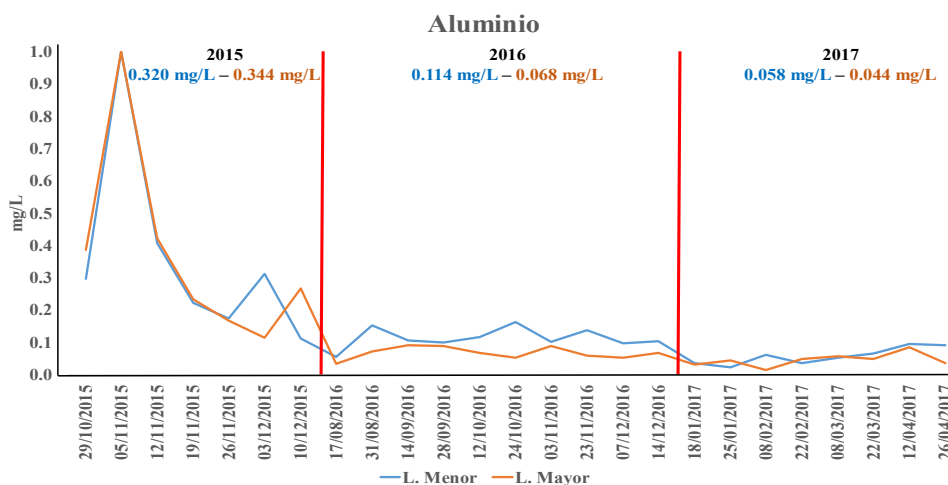


**Figura 11.** Comportamiento del Nitrógeno Total en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Los valores promedios anuales obtenidos de NT para el 2015 fueron de 13.5 mg/L, en el L. Menor y 14.1 mg/L, en el L. Mayor. Para el 2016, de 6.8 y 6.7 mg/L, respectivamente, reduciéndose casi a la mitad, y en el 2017 se obtuvo un promedio de 4.7 y 3.5 mg/L. Presentando una disminución del 50% en el L. Menor y de un 52% en el L. Mayor.

Alcocer y colaboradores en 1988, reportaron concentraciones de nitrógeno total y fósforo total a 8.8 y 4.7 mg/L, respectivamente. Lo que se encontró en el presente estudio es que las concentraciones de NT fueron muy altas, para el 2015 de 13.5 y 14.1 mg/L. Para el 2016, de 6.8 y 6.7 mg/L, reduciéndose casi a la mitad, y para el 2017 se obtuvo un promedio de 4.7 y 3.5 mg/L.

También se realizaron determinaciones de aluminio, debido al contenido de este en el coagulante, y que tanto afectaría al lago. En la figura 12, se muestra que, durante la adición del coagulante directamente en el lago, en el 2015, el aluminio fue muy alto, presentando en el L. Menor de 0.320 mg/L y para el L. Mayor de 0.344 mg/L. Para el 2016 y 2017, éste se ha ido reduciendo considerablemente. Para el 2016, los valores promedio fueron 0.114 y 0.068 mg/L, respectivamente, y para el 2017, los valores son 0.058 y 0.044 mg/L. Por lo que se puede decir que el aluminio del coagulante utilizado en la planta, al retornar el agua ya tratada a los lagos, no afectando a la vida acuática del lugar.



**Figura 12.** Comportamiento del Aluminio en el L. Menor y L. Mayor durante el periodo 2015-2017.

Por último, se aprecia que la evaluación de la presencia del aluminio, debido a su contenido en el coagulante, y qué tanto podría afectar a la vida acuática en los lagos. Los resultados indican que no los afecta, ya que, para el 2015 es un promedio anual de 0.320 y 0.344 mg/L, en L. Menor y en

el L. Mayor, debido a que en el L. Menor se estuvo poniendo directamente el coagulante. Para el 2016, ya con la planta en operación, se obtienen promedios de 0.114 y 0.068 mg/L y para el 2017, 0.058 y 0.044 mg/L.

Si se consideran las metas de calidad del agua para cuerpos de agua, en cuestiones de protección de la vida acuática para agua dulce (CONAGUA, 2015), se observa que, en el periodo de estudio del 2015 al 2017, el pH que se encuentra entre los valores de 10 y 11 unidades de pH, y no cumple con el límite de pH entre 6.5-8.5, que establece la CONAGUA, 2015. Para PT, el límite es de 0.7 mg/L, se observa que no se cumple durante éste periodo, con las metas. Por último, para el aluminio, las metas marcan un límite de 0.05 mg/L. Lo que se observó en el estudio fue que, durante el 2015 y 2016, no se cumple con el límite máximo establecido para este parámetro, ya que, está por arriba de este valor máximo, en cambio en el 2017, en el L. Menor se encuentra levemente por arriba del límite y en el L. Mayor está por debajo de éste.

De acuerdo a las directrices que marca la OECD (por sus siglas en inglés: Organization for Economic Cooperation and Development, 1982), para el estado trófico de los lagos, este lago se encuentra clasificado como hipertrófico, ya que marcan como límite para Clorofila  $\alpha$ ,  $>25 \mu\text{g/L}$  y el lago tiene un promedio final en el 2017 de  $235 \mu\text{g/L}$ . Para nitrógeno total el límite es de  $>1200 \mu\text{g/L}$  y el lago tiene un promedio final de  $4,100 \mu\text{g/L}$ . Por último, el fósforo total, está en  $> 100 \mu\text{g/L}$  y el lago presenta  $1,000 \mu\text{g/L}$ .

Durante el 2015, se observaron florecimientos de *Microcystis spp.*, principalmente, pero a partir del 2016 al 2017 no se ha presentado florecimiento alguno.

## Conclusiones

La calidad del agua de los lagos menor y mayor, se ha beneficiado con la puesta en operación de la planta de coagulación-floculación para el retiro de algas. Ya que, se ha logrado aumentar la transparencia en un promedio de 57%, y disminuir la turbiedad en promedio de un 92%, la clorofila  $\alpha$  en promedio un 70% y los nutrientes (nitrógeno 51% y fósforo 50%). Lo cual ha evitado los florecimientos de *Microcystis spp.*

La utilización del policloruro de aluminio, en especial el aluminio contenido en él, después del tratamiento, no afecta a los lagos.

Las condiciones de hipertrofia se mantienen, pero con el tratamiento de las aguas se proporcionó un mejor aspecto a los lagos y se controló las floraciones de *Microcystis spp.* y el mal olor.

## Referencias bibliográficas

- Alcocer, J., Ato, E., Bles, E. y Vilaclara, G. (1988) Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago viejo de Chapultepec. *Contaminación Ambiental*, **4**, 43-56.  
American Water Work Association/Water Environment Federation. Washington, D. C.
- APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 21ed.
- Chorus, I. y Bartram, J., (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E y FN Spon, London, 416 pp.
- CONAGUA, 2015. Metas de Calidad del Agua: Protección de la Vida Acuática: Agua dulce. CONAGUA
- Giraldez-Ruiz, N., Bonilla I. y Fernandez-Piñas, F. (1999) "Role of external calcium in homeostasis of intracellular pH in the cyanobacterium *Anabaena sp.* Strain PCC7120 exposed to low pH". *New Phytology*, **141**, 225-230.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. y Stroom, J.M., (2008) Summer heatwaves promote *fl orações* of harmful cyanobacteria". *Global Change Biology*, **14**,495-512.
- Oliva-Martínez, M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo-Vázquez, A. y Sánchez-Rodríguez, M. R. (2008) Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, **18**(1),1-13
- Organization for Economic Cooperation and Development. (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Final Report. *OECD Cooperative Programmed on monitoring of inland waters (Eutrophication control)*, Environment Directorate, OECD, Paris. 154 pp.
- Palacios-Adame, A. A., y Vega-Morales, A. (2015) Plan de acciones para atender la problemática de calidad de agua en el Lago de Chapultepec, primera sección. Tesis. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 97 pp.
- Pérez-Morales, A., Olivos-Ortiz, A., Quijano-Sheggia, S. I., Espinoza-Rodríguez, C. H. y Jiménez-Santos, M. A. (2016) Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En: *Florecimientos Nocivos en México*. García-Mendoza, E.; Quijano-Sheggia, S. I.; Olivos-Ortiz, A., y Núñez-Vázquez, E. J. (Eds). Ensenada, México, CISESE, 408-421
- Pineda-Mendoza, R., Martínez-Jerónimo, F., Garduño-Solórzano, G. y Olivera-Ramírez, O. (2011) Características morfológicas y moleculares de Cianobacterias filamentosas aisladas de florecimientos de tres lagos urbanos Eutróficos de la Ciudad de México. *Polibotánica*. **31**,31-50. ISSN 1405-2768.
- Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M.J. (2001) Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Review in Toxicology*. **18**, 65-71.
- Tomasini-Ortíz, A. C, Ramírez-González, A., Ramírez-Camperos, E., Cardoso-Vigueros, L. M., Bahena, B. E., Esquivel-Sotelo, A., Bahena-Castro, E. (2017) Calidad del agua de un lago urbano en la Ciudad de México (2015-abril 2017). 3er Congreso Nacional AMICA. *XII Congreso Regional para Norteamérica y el Caribe. Primer Simposio Interamericano de AIDIS Joven y Primer Encuentro internacional de Jóvenes Investigadores en Evaluación de Tecnología Ambiental*, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. ISSN-2448-6434
- Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, Ma. T., Fillat, M. F. y Peleato, Ma. L., (2007) Las microcistinas. *Real Academia de Ciencias*. Zaragoza. **62**, 135-146.

# REVISTA AIDIS

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

## REGIONALIZAÇÃO PARA A GESTÃO INTEGRADA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: AVANÇOS E DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE EM CONSÓRCIOS PÚBLICOS OPERANTES NO BRASIL E NA ARGENTINA

\* Luciana Alves Rodrigues Macedo <sup>1</sup>  
Liséte Celina Lange <sup>1</sup>  
Armando Borges de Castilhos Júnior <sup>2</sup>  
Ricardo Alberto Gutiérrez <sup>3</sup>  
María Belén Levatino <sup>4</sup>

## REGIONALIZATION FOR THE INTEGRATED MANAGEMENT OF URBAN SOLID WASTE: ADVANCES AND CHALLENGES FOR SUSTAINABILITY IN PUBLIC CONSORTIA OPERATING IN BRAZIL AND ARGENTINA

Recibido el 17 de mayo de 2019; Aceptado el 19 de diciembre de 2019

### Abstract

*In Latin American countries, the current management models adopted by municipalities, especially those of small size, with their individualized performance, have presented difficulties to promote the adequate management of Urban Solid Waste (USW). In Brazil and Argentina, despite improvements achieved through the implementation of the National Strategies and Policies, dumps and controlled landfills are present in most of their municipalities, corresponding to 41% and 49% of the volume collected, respectively (ABRELPE, 2016; MAyDS, 2016). With a view to achieving economies of scale and minimizing environmental impacts, the regionalization of waste management through the formation of inter-municipal consortia is encouraged in both countries. In Brazil, by the National Solid Waste Policy, Law 12305/2010 and, in Argentina by National Law 25916/2004 and National Strategy for Integrated Management of Urban Solid Waste 2005. The study aimed to analyze USW management in two intermunicipal consortia operating in the treatment and final waste disposal in Brazil and Argentina, evaluating the factors that lead to the different advances and challenges for sustainability in their municipalities. In order to do this, face-to-face interviews were carried out with the managers of the consortia and questionnaires were applied to municipal managers, using the guidelines of environmental regulations and performance indicators for data analysis. The results revealed that the consortia have solved the problems of inadequate disposal of USW through the sharing of regional landfills. However, its municipalities still face challenges in achieving sustainability in waste management, especially in the environmental, technological and social dimensions.*

**Keywords:** public consortia, integrated urban solid waste management, regionalization, sustainability

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

<sup>3</sup> Escuela de Política y Gobierno, Universidad Nacional de San Martín, Argentina.

<sup>4</sup> Facultad de Ciencias Políticas y Sociales/Derecho, Universidad Nacional del Cuyo, Argentina.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Antônio Carlos, 6627, Bloco 2, Sala 4402b, Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. 31.270-901. Brasil. Email: [luciana.r.mac@gmail.com](mailto:luciana.r.mac@gmail.com)

## Resumo

Em países da América Latina, os atuais modelos de gestão adotados pelos municípios, principalmente os de pequeno porte, com sua atuação de forma individualizada, têm apresentado dificuldades para promover o adequado gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). No Brasil e na Argentina, apesar das melhorias alcançadas decorrentes da implementação das Estratégias e Políticas Nacionais, lixões e aterros controlados estão presentes na maioria de seus municípios, correspondendo a 41% e 49% do volume coletado, respectivamente (ABRELPE, 2016; MAyDS, 2016). Objetivando os ganhos de escala e a minimização dos impactos ambientais, a regionalização da gestão dos resíduos através da formação dos consórcios intermunicipais é incentivada em ambos os países. No Brasil, pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12305/2010 e, na Argentina pela Lei Nacional 25916/2004 e Estratégia Nacional para a Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos de 2005. O estudo objetivou analisar a gestão dos RSU em dois consórcios intermunicipais operantes no tratamento e na disposição final dos resíduos no Brasil e na Argentina, avaliando os fatores que conduzem aos diferentes avanços e desafios para a sustentabilidade em seus municípios. Para isso foram realizadas entrevistas presenciais com os gestores dos consórcios e aplicação de questionários aos gestores municipais, utilizando as diretrizes das normativas ambientais e indicadores de desempenho para análise dos dados. Os resultados revelaram que os consórcios têm solucionado os problemas da disposição inadequada dos RSU através do compartilhamento dos aterros sanitários regionais. Contudo seus municípios ainda possuem desafios para o alcance da sustentabilidade na gestão dos resíduos, sobretudo nas dimensões ambiental, tecnológica e social.

**Palavras-chave:** consórcios públicos, gestão integrada de resíduos sólidos urbanos, regionalização, sustentabilidade.

## Introdução

A gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tornou-se uma questão de crescente preocupação mundial, uma vez que as populações urbanas continuam a elevar e a modificar seus padrões de consumo (Santibañez-Aguilar *et al.*, 2017), aumentando as implicações para a saúde humana e para a qualidade ambiental. A escassez de recursos naturais, a formação da conscientização e a participação dos agentes envolvidos têm atuado como condutores na gestão dos RSU nos países desenvolvidos, enquanto a organização da prestação de serviços básicos de coleta, tratamento e disposição dominam os aspectos no gerenciamento dos resíduos nos países em desenvolvimento (Marshall e Farahbakhsh, 2013; Filho *et al.*, 2016).

Os países da União Europeia (UE) os totais de geração de RSU variaram consideravelmente, de 2.191 kg/hab.dia na Dinamarca a 0.686 kg/hab.dia na Romênia (EUROSTAT, 2017). Em decorrências das exigências de suas legislações, a cooperação intermunicipal tornou-se uma forma alternativa de organização e gestão dos serviços públicos, principalmente no serviço de manejo dos resíduos, abastecimento de água, esgotamento sanitário e transporte público (HULST e MONTFORT, 2011). Devido à organização territorial de tais serviços, ações relativas à reestruturação de unidades administrativas governamentais foram realizadas com o objetivo de reduzir os custos associados (BRUNO *et al.*, 2017). A solução consistiu em agregar dois ou mais municípios em um arranjo mais amplo melhorando a eficiência econômica e ambiental, minimizando os problemas gerenciais geralmente ligados ao tamanho reduzido dos municípios (SARRA *et al.*, 2017).



Nos países da América Latina e Caribe (ALC), os valores *per capita* de geração de RSU representam em média, 1 kg/hab./dia, o equivalente a 541 000 t/dia, para o qual se estima um acréscimo de 25% para o ano de 2050. Apesar da melhoria dos serviços de coleta, que atende em média 93% da população, 145 000 t/dia ainda destinados inadequadamente, o equivalente a 27% da população regional (ONU, 2018). Logo soluções deverão ser implementadas para que a Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU) nesses países seja sustentável em termos técnicos, socioambientais e econômico-financeiros, assegurando assim a sua contribuição para os três pilares do Desenvolvimento Sustentável (ONGRSU, 2012, PNUMA, 2013).

Diante desses problemas é assumida ou esperado que as políticas ambientais possibilitem a mudança da situação de degradação, real ou potencial, para uma em que é garantida proteção do meio ambiente ou o direito a um ambiente saudável (Gutiérrez *et al.*, 2018). Logo, para promover a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, Brasil, Argentina, Bolívia, Colômbia, Costa Rica, Chile, Guatemala, México e Peru estabeleceram uma Estratégia Nacional, sendo que em Belize, Honduras, Santa Lucia e Trinidad e Tobago se encontram em fase de elaboração (ONU, 2018). Embora as leis sejam obrigatórias, os estados/províncias têm autoridade para implementar regras complementares (MAyDS, 2016), sendo as administrações municipais responsáveis pela gestão dos resíduos nas atividades relacionadas à regulamentação, financiamento, administração e operação dos serviços (Filho *et al.*, 2016).

Dentre as melhorias alcançadas, o encerramento gradual das áreas de disposição inadequada e a busca por novas soluções para otimizar e tornar mais sustentável a gestão dos RSU podem ser percebidos em países da ALC como Brasil e Argentina (Mannarino *et al.*, 2016, Schejtman e Irurita, 2012). Em decorrência, sobretudo, dos altos custos envolvidos na construção e manutenção dos aterros sanitários (IPEA 2012; MAyDs, 2016), vazadouros a céu aberto (lixões) e aterro controlados estão presentes na maioria de seus municípios, correspondendo a 41% e 49% do volume coletado, respectivamente (ABRELPE, 2016; MAyDs, 2016). De fato nesses países, os municípios de pequeno porte têm apresentado estrutura fragilizada frente aos modelos tradicionalmente adotados associada à ausência de desenvolvimento institucional, à incapacidade técnica e operacional e à insustentabilidade financeira dos sistemas implantados (Schejtman e Irurita, 2012, Onofre *et al.*, 2013, FUNASA, 2014, Cetrulo *et al.*, 2018). Outros fatores incluem entre os desafios para a gestão dos RSU como o baixo percentual de municípios que possuem unidades de triagem, usina ou galpão e a ausência de iniciativas consolidadas para a aproveitamento e recuperação da fração orgânica (The Word Bank, 2015; ABRELPE, 2016; SAyDS, 2017).

No Brasil, o marco legal para a gestão dos resíduos sólidos foi implementado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei 12305/2010 e regulamentada pelo Decreto 7404/2010, reunindo o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações

(Brasil, 2010a; Brasil 2010b). Na Argentina, é regulada pela Lei nº 25916/2004 que estabelece os pressupostos mínimos de proteção ambiental na gestão dos resíduos domiciliares (Argentina, 2004), sendo princípios aplicados a redução e valorização dos resíduos, a extinção dos lixões, a difusão das informações e comunicação e participação constantes da Estratégia Nacional para a Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos (ENGIRSU) elaborada no ano de 2005 (MSyAS, 2005). De acordo com Barros e Levatino (2018), apesar das Leis serem consideradas modernas, verifica-se problemas quanto aplicabilidade em ambos os países. Após sua promulgação, a maioria dos municípios realizou pouco progresso na aplicação do novo modelo, sendo possível identificar um número de municípios que avançaram mais que outros (Gutiérrez, 2016). De fato, importância e qualidade jurídica na promulgação das leis, por si só, não é capaz de garantir melhorias na gestão de RSU, sendo necessário o monitoramento de seus resultados em relação os objetivos e metas estabelecidas (Cetrulo *et al.*, 2018).

No Brasil, a PNRS incentiva a constituição dos consórcios públicos nos termos da Lei nº 11107 de 2005 (Brasil, 2005), priorizando o acesso aos recursos da União dos Municípios que optarem por soluções consorciadas intermunicipais (Brasil, 2010a). Na Argentina, a Lei 25916/2004 estabelece que as autoridades competentes poderão assinar acordos bilaterais ou multilaterais que permitam a implementação de estratégias regionais para algumas ou todas as etapas da gestão dos resíduos. Em sua ENGIRSU (2005), recomenda que a regionalização da gestão dos resíduos seja considerada como um dos objetivos centrais das políticas públicas provinciais e municipais (MSyAS, 2005).

Os consórcios públicos intermunicipais considerados operantes no Brasil e na Argentina são aqueles que possuem, no mínimo, uma estrutura compartilhada (Unidade de Triagem e Compostagem – UTC e/ou aterro sanitário) entre dois ou mais municípios. Ambos os países são repúblicas federativas e possuem forte expressão e importância no contexto da América Latina com população de 190 755 799 e 40 117 096 habitantes sendo constituídos por 5 565 e 2 165 municípios, respectivamente (IBGE, 2010; INDEC, 2010).

No intuito de planejar a gestão sustentável dos resíduos e subsidiar a formação de consórcios públicos intermunicipais, estudos de regionalização têm sido desenvolvidos no Brasil e na Argentina, e constam das diretrizes mínimas estabelecidas para elaboração dos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos (PERS) (Brasil, 2011) e dos Planos Provinciais Estratégicos (PEP) (MAyDS, 2019), respectivamente. Contudo, nesses países os consórcios ainda são incipientes (Arraynes, 2011 e BNDES, 2013) mas ambos têm avançado em suas implementações. Sendo assim, pergunta-se: de que forma o consorciamento está possibilitando o alcance da sustentabilidade na gestão dos resíduos em seus municípios? O objetivo do estudo consistiu analisar a gestão dos RSU em consórcios intermunicipais operantes no tratamento e na disposição final dos resíduos no Brasil e na Argentina, avaliando os fatores que conduzem aos diferentes avanços e desafios para a sustentabilidade em seus municípios.

## Metodologia

O estudo foi realizado em dois consórcios públicos intermunicipais operantes no Brasil e na Argentina. Como critério para seleção da amostra, foram considerados consórcios atuantes, exclusivamente, nas etapas de tratamento e disposição final dos resíduos, formados por três municípios de pequeno porte, com faixa populacional entre 30000 e 50000 habitantes (IBGE, 2010; INDEC, 2010). O estudo utilizou de metodologias de natureza qualitativa e quantitativa, sendo desenvolvido no período de novembro de 2018 a março de 2019 em 2 etapas metodológicas conforme apresentado na Figura 1. A amostra foi composta por 4 municípios, sendo 3 integrantes do CIOB e 1 do CIOA.

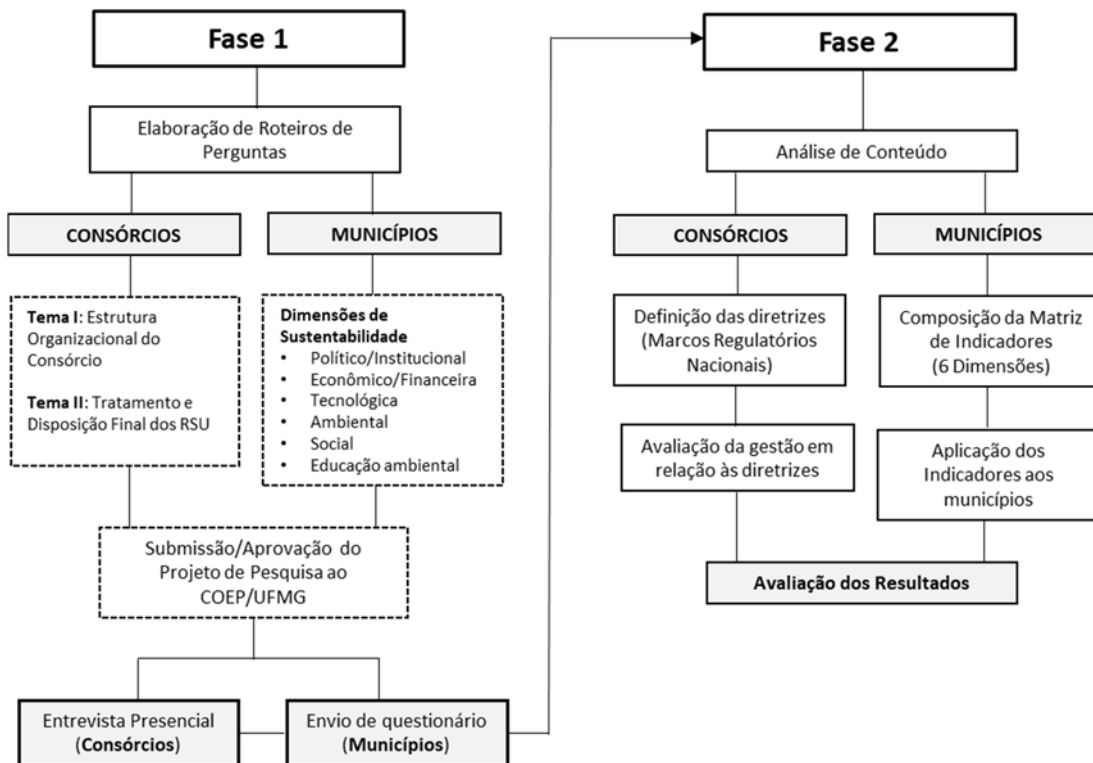


Figura 1. Fluxograma das etapas metodológicas do estudo.

Por se tratar de pesquisa envolvendo seres humanos, o Projeto de Pesquisa foi submetido à avaliação pelos membros do Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais (COEP/UFMG) com número de registro 09238918.5.0000.5149 (Brasil, 2013). Devido a questões éticas, optou-se por preservar a identificação dos consórcios e seus municípios. Assim, os participantes foram identificados pelos códigos CIOB, CIOA, MCBx e MCAx, significando, respectivamente: consórcio intermunicipal operante no Brasil, consórcio intermunicipal operante na Argentina, município consorciado integrante do CIOB, município consorciado integrante do consórcio CIOA, sendo x atribuído a ordem dos municípios de forma aleatória.

### Fase 1. Identificação da gestão e do gerenciamento dos RSU nos consórcios operantes e seus municípios

Para os consórcios, os dados referentes à gestão e ao gerenciamento dos RSU foram coletados *in loco* por meio de entrevistas presenciais com seus técnicos e visitas técnicas às suas unidades de tratamento e disposição final. Segundo Lakatos (2006), a entrevista oferece a vantagem de maior flexibilidade e oportunidade para avaliar atitudes e comportamentos. Para os municípios, os dados foram obtidos através do envio de questionário para o endereço eletrônico de seus gestores. Assim foram elaborados 2 roteiros semiestruturados, constituídos de uma combinação de perguntas fechadas e abertas em que o participante tem a possibilidade de discorrer sobre o tema sem se prender à indagação formulada (Minayo *et al.*, 2013). As perguntas foram estruturadas a partir das metodologias propostas por Piterman *et al.* (2016), Ferreira e Jucà (2017) e Calderan (2018). O roteiro aplicado aos consórcios foi dividido em dois temas: (I) Estrutura Organizacional do Consórcio e (II) Tratamento e Disposição Final dos RSU. Para os municípios foi constituído de temas envolvendo as etapas do gerenciamento dos resíduos, desde a coleta até a disposição final. Aplicando-se o princípio da Visão Sistêmica na GIRSU prevista na PNRS (Brasil, 2010a), as perguntas foram agrupadas em 6 dimensões de sustentabilidade: político/institucional, econômico/financeira, tecnológica, ambiental, social e educação ambiental.

### Fase 2. Avaliação da gestão dos RSU nos consórcios operantes e seus municípios

O conteúdo das entrevistas realizadas e dos questionários foi transcrito pelo próprio pesquisador, sendo os fatos observados, registrados, analisados, classificados e interpretados sem a sua interferência. Para análise dos dados e informações obtidas foi utilizada a técnica de Análise de Conteúdo (AC) – temático – que, de acordo com (Bardin, 2008), tem como objetivo assimilar, de maneira objetiva, todas as unidades de sentido existentes no texto, classificando e organizando os fragmentos correspondentes, permitindo uma ampla varredura horizontal dos temas definidos. A AC foi realizada de forma a organizar o material das narrativas de cada participante conectando-se os fatos narrados às categorias teóricas e aos indicadores de sustentabilidade definidos no estudo.

As categorias teóricas para avaliação da gestão dos RSU nos consórcios foram estabelecidas com base nos pressupostos dos marcos regulatórios nacionais no Brasil, Brasil (2010a) e na Argentina, Argentina (2004) e MSyAS (2005), sendo elas:

- Destinação ambientalmente adequada e eliminação e recuperação de lixões;
- Aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final;
- Ações de redução, reutilização e reciclagem dos RSU;
- Programas e ações de educação ambiental;
- Ações associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis;
- Planos Municipais/Intermunicipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos.

Para os municípios, a avaliação foi realizada através de indicadores de sustentabilidade. Esses têm sido considerados na avaliação da sustentabilidade na gestão dos resíduos, sendo a categorização baseada em temas e subtemas dividida em dimensões, ambiental, social, econômica, tecnológica e saúde pública a metodologia mais comumente praticada (Verma e Raghubanshi, 2018). A maioria desses estudos têm focado na dimensão tecnológica, com ênfase na recuperação, incluindo reciclagem, compostagem e incineração com recuperação de energia (Cervantes *et al.*, 2018). Na Tabela 1 encontra-se apresentada a matriz elaborada de acordo com a literatura referenciada.

O total de 26 indicadores foram selecionados e aplicados às 6 dimensões de sustentabilidade definidas na Fase 1, os quais encontram-se apresentados no item “Resultados e Discussões”. Para cada indicador, foram previstas três opções de respostas em atendimento ao requisito: S (atende totalmente), N (não atende) e P (atende parcialmente)

**Tabela 1.** Indicadores de Sustentabilidade para avaliação da GRSU de acordo com a literatura referenciada.

Estudos	Total de Indicadores	Nº de Dimensões	Dimensões de Sustentabilidade								
			Político/ Institucion	Tecnológico/ Estrutur	Econômico/ Financeir	Ecológico/ Ambiental	Social	Educação	Cultural	Saúde Pública	Inclusão Social
Milanês (2002) <sup>a</sup>	12	5	3	1	2	3	3	0	0	0	0
Polaz e Teixeira (2009)	15	5	5	0	1	4	2	0	0	3	0
Santiago e Dias (2012)	42	6	5	4	4	13	0	0	10	0	6
Guerrero <i>et al.</i> (2013)	103	5	0	42	9	2	47	3	0	0	0
Zaman (2014)	56	4	0	30	5	6	15	0	0	0	0
Castro <i>et al.</i> (2015) <sup>b</sup>	9	5	5	1	1	1	1	0	0	0	0
MADSA (2016)	36	4	0	9	5	4	18	0	0	0	0
Monterio <i>et al.</i> (2017)	34	5	5	0	2	6	6	0	0	15	0
Pereira <i>et al.</i> (2018)	42	4	0	20	7	7	8	0	0	0	0
Cervantes <i>et al.</i> (2018)	377	5	0	186	44	45	94	8	0	0	0
FratTA <i>et al.</i> (2019) <sup>a</sup>	10	5	3	2	1	2	2	0	0	0	0
Total	736	-	26	295	81	93	196	11	10	18	6

*a: Os indicadores propostos pelos autores foram classificados nas dimensões de sustentabilidade analisadas no presente estudo*

*b: As dimensões: configuração do sistema, aspectos organizacionais, conformidade legal, prestação de serviços e recursos humanos foram consideradas nesse estudo na dimensão Político/Institucional.*

## Resultados e discussões

### Avaliação da gestão dos RSU nos consórcios operantes

#### *Destinação ambientalmente adequada e eliminação e recuperação dos lixões*

Os consórcios foram constituídos buscando solucionar os problemas dos pequenos municípios decorrentes da disposição inadequada dos RSU em aterros controlados e lixões (Britto *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017; Macedo *et al.*, 2018) através do compartilhamento dos aterros regionais.

Contudo áreas de lixões estão presentes no município MCA<sub>1</sub> para os quais o CIOA tem realizado planejamentos, buscando recursos e financiamentos para implementação de medidas de recuperação. De fato, as soluções regionalizadas podem reduzir os custos quando comparadas ao modelo no qual os municípios gerenciam seus resíduos de forma individualizada (Nauro, 2003; Bel *et al.*, 2011; López *et al.*, 2016), possibilitando a minimização de riscos e de impactos ambientais através da otimização do uso de áreas para a sua disposição (Silveira e Phillip, 2008; Suzuki e Gomes, 2009). Os serviços de tratamento e disposição final dos resíduos são prestados pelos consórcios através de concessão a empresas privadas. Para seus aterros regionais são encaminhados os resíduos domiciliares, não incluindo os de limpeza urbana provenientes da varrição, limpeza de logradouro e vias públicas, cuja responsabilidade pelo gerenciamento é de cada município. Utilizando-se dos benefícios do ganho de escala, o CIOB tem atuado na contratação de empresa licenciada para coleta e encaminhamento à destinação final dos Resíduos de Serviço de Saúde de seus municípios. MCB<sub>3</sub> é o único município que tem utilizado aterro sanitário próprio, sendo previsto o envio de seus resíduos ao aterro regional após o encerramento de sua vida útil. No Brasil, o compartilhamento de unidades de disposição final de RSU é crescente, sendo a exportação e importação de resíduos presentes em 1.759 municípios, o correspondente a 32% do País (SINIS, 2016). Essa prática foi constatada no CIOB que tem recebido também resíduos de outros 4 municípios conveniados, não consorciados para os quais tem incentivado o seu ingresso.

#### *Aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final*

Os aterros regionais dos consórcios CIOB e CIOA iniciaram a sua operação em 2014 e 2008, respectivamente e operam em conformidade com normas técnicas que objetivam mitigar os impactos ambientais através de sistemas de impermeabilização do solo, drenagem, coleta e tratamento de lixiviados e gases. Apesar da inexistência de sistemas para o aproveitamento energético do biogás, a gestão regionalizada tem se mostrado como uma solução para a redução das emissões de GEE diretamente na atmosfera através de sua coleta e eliminação por meio de chama (*flaring*). Diante do desafio para a implementação da hierarquia na gestão de resíduos, a tecnologia avançada *Waste-to-Energy* (WtE) apresenta-se como uma alternativa emergente na produção de energia renovável, criando oportunidades para redução das emissões dos GEE (Kumar e Samadder, 2017; Sora *et al.*, 2018). Para Lima *et al.* (2018), o potencial de geração de créditos de carbono na gestão dos resíduos é bastante relevante, constituindo-se numa oportunidade promissora para promover a sustentabilidade social e ambiental, principalmente no âmbito dos consórcios em decorrência dos ganhos de escala.

#### *Ações de redução, reutilização e reciclagem dos RSU*

Objetivando a coleta e o encaminhamento dos resíduos para a reciclagem, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos no aterro sanitário regional, os municípios integrantes do consórcio CIOB implementaram, por iniciativa própria, a coleta seletiva e unidades de triagem dos RSU, sem a participação e atuação do consórcio. Por outro lado, ambos os consórcios têm promovido ações e campanhas para reciclagem através de recolha de resíduos especiais e encaminhamento para a

destinação adequada sendo: as lâmpadas fluorescentes pelo CIOB, Lei 12305/2010 (Brasil, 2010a) e os Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE) pelo CIOA, Resolução MAyDS 522/16 (Argentina, 2016). O CIOA, em parceria com uma Universidade local, também tem realizado campanhas para coleta de garrafas PET, remunerando os alunos na entrega do material reciclável ao município.

#### *Programas e ações de educação ambiental*

No intuito de conscientizar a população sobre a importância da não geração, redução, reutilização e reciclagem de resíduos, os consórcios apresentam experiências semelhantes através da implementação de Programas de Educação Ambiental nas escolas de suas regiões, experiência semelhante à relatada por Calderan (2013) no Consórcio Intermunicipal de Gestão de Resíduos Sólidos (CIGRES) operante no Brasil. As ações envolvem orientações em sala de aula e visitas técnicas aos aterros sanitários regionais.

#### *Ações associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis*

Os consórcios não possuem, de fato, programas de incentivo e apoio para o treinamento e desenvolvimento de cooperativas de catadores. O CIOB apresenta algumas ações de suporte às associações de seus municípios, como o fornecimento de uniforme e de eventuais cursos de capacitação. Em MCA<sub>1</sub>, há uma família que trabalha na coleta dos resíduos recicláveis para a qual está sendo prevista a alocação para a unidade de triagem a ser implementada pelo consórcio.

#### *Planos Municipais/Intermunicipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos*

Os consórcios possuem um estatuto que regulam seus objetivos e autoridades e as respectivas responsabilidades dos municípios, e periodicamente são fiscalizados pelos órgãos ambientais competentes. Embora não possuam um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRSU), a exemplo do CIGRES no Rio Grande do Sul-Brasil e do Consórcio Virch-Valdés, Chubut-Argentina, os municípios do CIOB optaram pela elaboração individual de seus Planos Municipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos (PMGIRS). Para isso, o município de MCB<sub>1</sub> contou com o apoio do consórcio, evidenciando que as soluções regionalizadas podem suprir as deficiências dos pequenos municípios quanto à incapacidade técnica dos profissionais (Onofre *et al.*, 2013, BNDES, 2013; ONGRSU, 2012) que, segundo Marino *et al.* (2018), estão presentes em maiores percentuais nos municípios de pequeno porte.

Na Tabela 2 apresenta-se a síntese dos resultados referentes à gestão dos RSU nos consórcios onde nota-se que ambos apresentam características semelhantes quanto: a inexistência de tecnologias para o aproveitamento energético dos gases gerados no aterro sanitário, a existência de práticas aplicadas à redução, reutilização e reciclagem dos RSU, a implementação de programas e ações de educação ambiental e a elaboração de planos de gestão. Nas demais diretrizes avaliadas, destinação ambientalmente adequada e ações de inclusão social de catadores, o CIOB apresentou maior avanço.

**Tabela 2.** Avaliação da gestão dos RSU nos consórcios operantes.

Avaliação da gestão dos RSU nos consórcios operantes	CIOB	CIOA
Destinação ambientalmente adequada e eliminação e recuperação dos lixões	S	N
Aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final	N	N
Ações de redução, reutilização e reciclagem dos RSU	S	S
Programas e ações de educação ambiental	S	S
Ações associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis	S	N
Planos Municipais/Intermunicipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos	S	S

*Avaliação da gestão dos RSU nos municípios consorciados.*

A Tabela 3 apresenta a organização e os resultados da matriz de 26 indicadores selecionados levando-se em consideração as 6 dimensões de sustentabilidade.

**Tabela 3.** Indicadores de Sustentabilidade na GIRSU aplicados aos municípios consorciados.

Dimensão de Sustentabilidade	Indicador	BRASIL			ARGENTINA
		CIOB			CIOA
		MCB <sub>1</sub>	MCB <sub>2</sub>	MCB <sub>3</sub>	MCA <sub>1</sub>
Político/ Institucional	Leis de Saneamento Municipal, Planos Diretores e/ou Planos de Saneamento	S	S	S	S
	Plano Municipal/Intermunicipal de GIRSU	S	S	S	S
	Fiscalização das ações relacionadas à gestão dos RSU	N	N	S	S
Econômico/ Financeira	Cobrança de Taxa/Tarifa de limpeza urbana no município	S	S	S	S
	Valores arrecadados suficientes para cobrir os custos	N	N	N	N
	Incentivos fiscais ou acessa algum tipo de financiamento	S	S	S	P
Tecnológica	Existência de estrutura para coleta adequada dos RSU	S	S	S	N
	Estudo de composição gravimétrica dos RSU	S	S	S	N
	Existência de Unidades para a separação dos materiais recicláveis	S	S	S	N
	Existência de unidades de compostagem da fração orgânica	N	N	N	N
	Destinação dos RSU em aterro sanitário licenciado <sup>a</sup>	S	S	S	S
	Reaproveitamento energético do biogás <sup>a</sup>	N	N	N	N
Ambiental	Disposições inadequadas em lixões e aterros controlados <sup>a</sup>	N	N	N	S
	Recuperação das áreas de lixões e aterros controlados <sup>a</sup>	S	S	S	N
	Presença de catadores nas antigas áreas de lixão <sup>a</sup>	N	N	N	S
	Existência de coleta seletiva	S	S	S	N
	Existência de pontos para entrega dos resíduos segregados	S	S	S	S
	Recuperação dos materiais recicláveis (fração seca)	S	S	S	N
	Recuperação da fração orgânica do RSU	N	N	N	N
Disposição em aterro sanitário licenciado <sup>a</sup>	S	S	S	S	
Social	Programas de incentivo e apoio à formação e desenvolvimento de cooperativas de catadores <sup>a</sup>	P	P	P	N
	Participação e aceitação dos catadores em cursos de capacitação <sup>a</sup>	P	P	P	N
	Investimentos do poder público para atividade de catação dos recicláveis	N	S	S	N
Educação Ambiental	Metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem	P	N	P	N
	Promoção de ações sociais envolvendo a coleta seletiva	S	N	S	S
	Programas educativos continuados voltados à questão da minimização e do gerenciamento adequado dos resíduos <sup>a</sup>	P	P	P	P

*S (atende totalmente); N (não atende); P (atende parcialmente).*

*a: Indicadores considerados na análise da gestão dos RSU pelos consórcios CIOB e CIOA.*



Acrescenta-se que a viabilidade da aplicação dos indicadores foi verificada por meio da disponibilidade de dados dos municípios. No presente estudo não foi possível obter os dados dos municípios MCA<sub>2</sub> e MCA<sub>3</sub> do CIOA, sendo considerados apenas os resultados do MCA<sub>1</sub>.

*Político/Institucional:* Todos os municípios avaliados no Brasil e na Argentina possuem leis municipais de saneamento básico e, para os integrantes do CIOB, há um Plano Municipal de Saneamento Básico que inclui, além da gestão dos resíduos, outras áreas como: abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto sanitário e drenagem urbana e manejo de águas pluviais. A elaboração dos PMGIRS ocorreu de forma distinta para municípios do CIOB. Em MCB<sub>2</sub> e MCB<sub>3</sub>, através de contratação de empresa especializada e da participação do poder público e da comunidade. Por outro lado, em MCB<sub>1</sub>, pela equipe do Departamento do Meio Ambiente, não havendo parcerias ou consultas públicas. No município MCA<sub>1</sub> o plano de gestão prioriza, sobretudo, as soluções para a reciclagem e reutilização dos resíduos bem como a conscientização da população através de programas educação ambiental. A fiscalização das atividades de gerenciamento dos RSU não ocorreu na totalidade dos municípios avaliados.

*Econômico/Financeira:* Os municípios realizam a cobrança dos serviços de limpeza urbana, contudo o valor arrecadado não tem sido suficiente para cobrir seus gastos. Os municípios do CIOB têm recebido incentivos fiscais para a gestão dos resíduos provenientes do ICMS Ecológico, aumentando assim a sua arrecadação por meio da Lei 18030/2009 (MINAS GERAIS, 2009). O CIOA recebe recursos financeiros da Província e tem realizado planejamentos para busca de novos recursos e financiamentos, objetivando, sobretudo, a implementação de medidas de recuperação das antigas áreas de lixões em MCA<sub>1</sub>.

*Tecnológica:* A coleta dos RSU é realizada em todos os 4 municípios de forma terceirizada, manual e mecanizada, atendendo as áreas rural e urbana, com a utilização de caminhões prensa em bom estado de conservação. O estudo de composição gravimétrica é realizado apenas nos municípios do CIOB. Unidades de triagem dos RSU estão presentes apenas nos municípios do CIOB, sendo as atividades desenvolvidas por associações de catadores: três em MCB<sub>1</sub> e uma em MCB<sub>2</sub> e MCB<sub>3</sub>. Em nenhum dos municípios de ambos os consórcios, há usina de compostagem. A disposição final dos RSU nos 4 municípios é realizada nos aterros sanitários licenciados dos consórcios, contudo áreas de lixões ainda estão presentes no município MCA<sub>1</sub>.

*Ambiental:* A coleta seletiva porta-a-porta é realizada pelos municípios do CIOB de forma terceirizada. Em MCB<sub>2</sub> e MCB<sub>3</sub> é realizada também através de pontos de entrega voluntária e ponto a ponto. Os materiais coletados são encaminhados para os galpões de triagem das associações para a separação e enfardamento com a posterior venda para empresas de reciclagem. Em MCA<sub>1</sub>, há iniciativas de coleta seletiva para pilhas e papel realizadas em pontos de entrega, sendo encaminhados para o CIOA para destinação ambiental adequada. Em nenhum dos municípios, foi implementado sistema para recuperação da fração orgânica dos resíduos.

*Social:* As associações de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis dos municípios MCB<sub>2</sub> e MCB<sub>3</sub> recebem um valor mensal para realizar a triagem dos resíduos, sendo remunerados também através dos lucros da venda do material para empresas recicladoras. Por outro lado, o município MCB<sub>1</sub>, através da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Social, presta auxílios aos catadores para a inclusão social, não havendo remuneração por parte do município. Em MCA<sub>1</sub>, não há programas de inclusão social e remuneração de catadores.

*Educação Ambiental:* Os municípios, além do Programa de Educação Ambiental realizado pelos consórcios, apresentam iniciativas individualizadas junto à população visando à conscientização da não geração, redução e reciclagem dos resíduos. MCB<sub>3</sub> destaca-se na amplitude de suas atuações realizadas através de conscientização porta a porta, uso de mídias sociais e campanha para coleta de REEE. MCB<sub>1</sub>, através de um cronograma anual com escolas e associações de bairro, atuam na mobilização para coleta seletiva porta a porta. Em MCA<sub>1</sub>, há programas voltados para recolhimento de óleos utilizados, pneumáticos, papel, garrafas plásticas e pilhas. Em relação às metas de reciclagem, MCB<sub>3</sub> e MCB<sub>1</sub> estabeleceram 60 e 25 t/mês, respectivamente. Os demais municípios não estabeleceram metas.

## Conclusão

Este estudo possibilitou a compreensão dos principais avanços e desafios para a sustentabilidade na gestão regionalizada dos RSU em consórcios intermunicipais operantes no Brasil e na Argentina. De fato, os consórcios têm se mostrado uma alternativa na gestão e no gerenciamento dos RSU, principalmente para os municípios de pequeno porte que buscam soluções, tanto para o tratamento e disposição final quanto para o ganho de escala, otimização dos recursos e minimização de impactos ambientais. As experiências analisadas evidenciaram que o compartilhamento dos aterros sanitários regionais tem contribuído para a eliminação das antigas áreas de lixões e de aterros controlados e para a redução das emissões de GEE através de sua coleta e eliminação por meio de chama (*flaring*).

Em ambos os países, os indicadores de sustentabilidade aplicados à gestão dos resíduos nos municípios apresentaram melhores resultados nas dimensões político-institucional e educação ambiental, sendo os maiores desafios presentes nas dimensões ambiental, tecnológica e social. Por outro lado, percebe-se que os municípios, de forma individualizada, têm buscado avançar em direção a uma gestão sustentável. No Brasil, através de implementação de coleta seletiva e de unidades de triagem e, na Argentina, por meio de iniciativas de coleta de resíduos recicláveis e especiais. Porém os resultados poderiam ser potencializados se as ações fossem implementadas no âmbito dos consórcios intermunicipais. Os ganhos de escala e o compartilhamento da estrutura técnica e operacional possibilitariam a aquisição de novas tecnologias, o aumento da taxa de recuperação e da comercialização de materiais recicláveis, promovendo maior inclusão e geração de renda para os catadores. Outras práticas, ainda incipientes nos municípios, também poderiam ser intensificadas se planejadas com enfoque regional, como as campanhas de

conscientização para a separação dos resíduos na fonte, não geração, redução e reciclagem dos resíduos.

Constata-se, portanto, a necessidade de impulsionar a gestão regionalizada dos resíduos no Brasil e na Argentina para um enfoque de economia circular, aplicando-se de forma eficiente os princípios estabelecidos em suas leis e estratégias nacionais. Sendo assim torna-se fundamental a implementação de um sistema de regulação que contemple a fiscalização, o monitoramento e aplicação de instrumentos de cobrança eficientes para que o valor cobrado seja suficiente para cobrir os gastos com os serviços de manejo dos resíduos. Por outro lado, a vontade política de promover projetos e a necessidade de investimentos em tecnologias são fatores que necessitam ser avaliados para a garantia da sua sustentabilidade. As limitações deste estudo quanto à indisponibilidade dos dados de alguns municípios sugerem que, além dos desafios apontados, há necessidade de maior clareza e organização por parte dos gestores municipais quanto às informações referentes ao gerenciamento de seus resíduos.

### Agradecimentos

Ao CNPq, CAPES, FAPEMIG e Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Minas Gerais (PPG-SMARH/UFMG) pelo apoio à pesquisa por meio de bolsas e outros auxílios.

### Referências bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2016) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, São Paulo, 59 pp.
- Argentina (2004) *Resíduos Domiciliarios - Ley 25916*. Buenos Aires, Poder Legislativo Nacional, Boletín Oficial N° 30479 del 07-09-2004. Acesso em 20 de novembro de 2018, disponível em: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-25916-98327/texto>
- Argentina (2016) *Resolución (MAyDS) E 522/16. Del 1/12/2016. B.O.: 5/12/2016. Resíduos Peligrosos. Se establecen objetivos, definiciones y lineamientos, para el desarrollo de una estrategia nacional referida al Manejo Sustentable de Resíduos Especiales de Generación Universal (REGU)*, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Acesso em 05 de janeiro de 2019, disponível em: <http://argentinambiental.com/legislacion/nacional/resolucion-52216-estrategia-nacional-manejo-sustentable-residuos-especiales-generacion-universal>
- Arraynes (2011) *Proyecto Nacional para La Gestion Integral de Residuos Solidos Urbanos - BIRF 7362-AR.*, 168 pp.
- Bardin L. (2008) *Análise de conteúdo*, Lisboa: Setenta Edição, 281 pp.
- Barros R. T. V., Levatino M. B. (2018) Una Comparacion entre las leyes de residuos sólidos de Argentina y de Brasil, *Libro de Trabajos Técnicos Orales, XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental "En vía el desarrollo sostenible"*. Guayaquil, Equador.
- Bel G., Fageta X., Mur M. (2011) Privatization, cooperation and costs of solid waste services in small towns, *Research Institute of Applied Economics*, 31 pp.
- BNDES, Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (2013) *Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*, Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco. Grupo de Resíduos Sólidos UFPE, 175 pp. Acesso em 20 de novembro de 2018, disponível em: <http://protegeer.gov.br/images/documents/50/7.%20BNDES,%202014.pdf>

- Brasil (2005) *Lei nº 11.107, de 06 de abril de 2005 - Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos*, Presidência da República, Diário Oficial da União, Brasília, 06 abril de 2005. Acesso em 25 de novembro de 2018, disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2005/Lei/L11107.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Lei/L11107.htm)
- Brasil (2011) *Planos Estaduais de Resíduos Sólidos – Orientações Gerais*, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano, Brasília, Distrito Federal, 24 pp. Acesso em 28 de novembro de 2018, disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu\\_urbano/\\_arquivos/pers\\_orientacoesmma\\_28\\_06\\_11\\_125.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_arquivos/pers_orientacoesmma_28_06_11_125.pdf)
- 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*, Presidência da República, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 03 agosto de 2010, seção 1, p.3. Acesso em 28 de novembro de 2018, 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) *Decreto Nº 7.404 de 23 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*, Presidência da República, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 23 de dezembro de 2010. Acesso em 28 de novembro de 2018, disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm)
- Brasil (2013) *Resolução nº 466 de 12 de dezembro de 2012. Dispõe sobre aprovação de diretrizes e normas regulamentadoras de pesquisas envolvendo seres humanos*, Conselho Nacional da Saúde, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, dezembro de 2013, seção 1, n.12, p.59. Acesso em 28 de novembro de 2018, disponível em: [http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/cns/2013/res0466\\_12\\_12\\_2012.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/cns/2013/res0466_12_12_2012.html)
- Britto A. L., Maiello A., Valle T. F. (2016) A Cooperação Interfederativa na Gestão de Resíduos Sólidos: Identificando os Consórcios Existentes, *XX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento Jaraguá do Sul*, Santa Catarina, Brasil, 184-198.
- Bruno G., Genovese A., Piccolo C. (2017) Territorial amalgamation decisions in local government: Models and a case study from Italy. *Socio-Economic Planning Sciences*, **57**, 61-72.
- Calderan T. B. (2013) *Consórcio Público Intermunicipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Domésticos: Um Estudo de Caso*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento do Centro Universitário Univates, Lajeado, 223 pp.
- Calderan T. B. (2018) *Consórcios Intermunicipais: condições e possibilidades de atendimento a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) a partir do princípio da visão sistêmica*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento da Universidade do Vale do Taquari (Univates), Lajeado, 321 pp.
- Castro M. A. O., Silva N. M., Marchand G. A. E. L. (2015) Desenvolvendo indicadores para a gestão sustentável de resíduos sólidos, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **20**(3), 415-426.
- Cervantes D. E T., Martínez A. L., Hernández M. C., Cortázar A. L. G. (2018) Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review, *Waste Management*, **80**, 51–63.
- Cetrulo T. B., Marques R. C., Cetrulo M. N., Pinto F. S., Moreira R. M., Mendizábal-Cortés A. D., Malheiros T. F. (2018) Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil, *Journal of Cleaner Production*, **205**, 179-187.
- EUROSTAT, Environmental Data Centre on Waste (2017). Acesso em 08 novembro de 2017, disponível em: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics)
- Ferreira C. F. A., Jucá J. F. T. (2017) Metodologia para avaliação dos consórcios de resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(3), 513-521.
- Filho W. L., Brandli L., Woorah H., Kruopien J., Stenmarck A. (2016) Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste Management, *Journal of Cleaner Production*, **112**, 4377 – 4386.

- FratTA K. D. S. A., Toneli J. T. C. L., Antonio G. C. (2019) Diagnosis of the management of solid urban waste of the municipalities of ABC Paulista of Brasil through the application of sustainability indicators, *Waste Management*, **85**, 11–17.
- FUNASA, Fundação Nacional da Saúde (2014) *Estruturação e Implementação de Consórcios Públicos de Saneamento*, Ministério da Saúde, 2. ed., Brasília. Acesso em 27 de novembro de 2018, disponível em: [http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/estruturacao\\_implementation\\_consorcios\\_publicos\\_saneamento\\_2\\_ed.pdf](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/estruturacao_implementation_consorcios_publicos_saneamento_2_ed.pdf)
- Guerrero L. A., Mass G., Hogland W. (2013) Solid waste management challenges for cities in developing countries, *Waste Management*, **33**, 220–232.
- Gutiérrez R. A (2016) Hacia un nuevo modelo? Avances en la gestión integral de residuos sólidos urbanos en la Región Metropolitana de Buenos Aires, *La Política Del Ambiente na América Latina*. Conselho Latinoamericano de Ciências Sociais (CLACSO), Ciudad de Buenos Aires, Argentina, 278 pp.
- Gutiérrez et al. (2018) *Construir el ambiente: sociedad, Estado y políticas ambientales en Argentina*, 1ª ed. – Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Teseo, 508 pp.
- Hulst J. R., Montfort V. (2011) Institutional features of inter-municipal cooperation: Cooperative arrangements and their national contexts. *Public Policy and Administration*, **27**(2), 121–144.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010). *Censo Demográfico 2010*. Acesso em 18 de novembro de 2018, disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=4euf=00>
- INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos (2010). Acesso em 04 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.indec.gov.ar>
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012) *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de Pesquisa*, 77 pp. Acesso em 05 de janeiro de 2019, disponível em: [https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&id=17247](https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&id=17247)
- Kumar A., Samadder R. S. (2017) Review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste, *Waste Management*, **69**, 407–422.
- Lakatos E. M. (2006) *Metodologia Científica*, 4 ed. São Paulo: Atlas, 305 pp.
- Lima R. M., Santos A. H.M., Pereira C. R. S., Flauzino B. K., Pereira A. C. O.S., Nogueira F. J.H., Valverde J. A. R. (2018) Spatially distributed potential of landfill biogas production and electric power generation in Brazil, *Waste Management*, **74**, 323–334.
- López G. P., Prior D., Gómez J. L. Z., Díaz A. M. P. (2016) Cost efficiency in municipal solid waste service delivery. Alternative management forms in relation to local population size, *European Journal of Operational Research*, **255**, 583–592.
- Macedo L. A. R., Lange L. C. (2018) Avaliação dos Consórcios Intermunicipais para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos nos Arranjos Territoriais Ótimos em Minas Gerais, *XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SIBESA*. Foz do Iguaçu, PR, Brasil.
- MADSA, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Argentina (2016) *Proyectos para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos con Financiamiento Internacional. Herramientas de gestión local Monitoreo y evaluación*. 2016. Acesso em 15 de janeiro de 2019, disponível em: <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=13350>
- 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, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(2), 379–385.
- Marino A. L., Chaves G. L. D., Junior J. L. S. (2018) Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level?, *Journal of Cleaner Production*, **188**, 378–386.
- Marshall R. E., Farahbakhsh K. (2013) Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries, *Waste Management*, **33**, 988–1003.
- MAyDS, Ministério do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (2016) *Mapas Críticos Gestion de Residuos Marzo 2016*, 17 pp. Acesso em 15 de janeiro de 2019, disponível em: <http://observatoriosu.ambiente.gov.ar/146.pdf>

- MAyDS, Ministério do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (2019) *Formulación de un Plan Estratégico Provincial De Gestión de Residuos Haja La Economía Circular*, 30 pp. Acesso em 15 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/preservacion-control/gestionresiduos/plan-estrategico-provincial>
- Milanez, B. (2002) *Resíduos sólidos e sustentabilidade: princípios, indicadores e instrumentos de ação*, Dissertação de Mestrado em Engenharia Urbana, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 207 pp.
- Minas Gerais (2009) *Lei nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos*, Governo do Estado de Minas Gerais, Diário Executivo Minas Gerais, 31 de janeiro de 2009. Acesso em 10 de janeiro de 2019, disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9272>
- Minayo, M. C. S., Ferreira S. D., Gomes R. (2013) *Pesquisa social: teoria, método e criatividade*, Petrópoli-RJ, 33 ed. Vozes, 108 pp.
- Monteiro C., Karpinski J. A., Kuhl M. R., Morozini J. F. (2017) A gestão municipal de resíduos sólidos e as ações de sustentabilidade: um estudo realizado em um município do centro oeste do Paraná, *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **9**(1), 139-154.
- MSyAS, Ministerio de Salud y Ambiente Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2005), *Estrategia Nacional para La Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos – ENGRSU*, 169 pp. Acesso em 15 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/control/estrategia-nacional>
- Nauro M. K. (2003) *Estudo do consórcio entre municípios de pequeno porte para a disposição final de resíduos sólidos urbanos utilizando sistema de informações geográficas*, Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 283 pp.
- ONGRSU, Observatorio Nacional para La Gestión dos Residuos Sólidos Urbanos (2012). Acesso em 29 de outubro de 2018, disponível em: <http://observatoriorsu.ambiente.gob.ar>
- Onofre Y. S., Pereira M. P., Botelho M. I. V. (2013) Os Consórcios públicos como vias de implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), *Revista do Direito da Universidade de Santa Cruz do Sul*, **41**, 03 – 23.
- ONU Medio Ambiente (2018) *Perspectiva de la gestión de residuos en América Latina y el Caribe. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina para América Latina y el Caribe. Ciudad de Panamá, Panamá, 260 pp. Acesso em 29 de outubro de 2018, disponível em: <https://www.unenvironment.org/es/resources/informe/perspectiva-de-la-gestion-de-residuos-en-america-latina-y-el-caribe>
- Pereira S. S., Curi R. C., Curi W. F. (2018) Uso de indicadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos: uma proposta metodológica de construção e análise para municípios e regiões, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(3), 471-483.
- Piterman A., Rezende S. C., Heller L. (2016) Capital social como conceito-chave para a avaliação do sucesso de consórcios intermunicipais: o caso do Cismae, Paraná, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(4), 825-834.
- PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2013) *Guía para la Elaboración de Estrategias nacionales de Gestión de residuos: Avanzar desde los Desafíos hacia las Oportunidades*, 107 pp. Acesso em 29 de outubro de 2018, disponível em: <http://ars.org.ar/documentos-download/UNEP%20NWMS%20Guia%20para%20la%20Elaboracion%20de%20Estrategias%20Nac%20de%20Gestion%20de%20Res.pdf>
- Polaz C. M. N., Teixeira B. A. N. (2009) Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP), *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **14**(3), 411-420.
- Santiago L. S., Dias S. M. F. (2012) Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbano, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **17**(2), 203-212.
- Santibañez-Aguilar J. E., Flores-Tlacuahuac A., Rivera-Toledo M., Ponce-Ortega J. M. (2017) Dynamic Optimization for the Planning of a Waste Management System Involving Multiple Cities techniques, *Journal of Cleaner Production*, **165**, 190-203.
- Sarra A., Mazzocchitti M., Rapposelli A. (2017) Evaluating joint environmental and cost performance in municipal waste management systems through data envelopment analysis: Scale effects and policy implications. *Ecological Indicators*, **73**, 756–771.

- SAyDS, Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2017) *Informe del Estado del Ambiente 2017*, 612 pp. Acceso em 15 de outubro de 2018, disponível em: Disponível em: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informedelambiente2017.pdf>
- Schejtman L., Irurita N. (2012) Diagnóstico sobre la Gestión de los Residuos Sólidos Urbanos en Municipios de la Argentina, *CIPPEC (Centro de Implementación de Políticas Públicas para la Equidad y el Crecimiento)*, 53 pp.
- Silva W. M. S., Imbrosi D., Nogueira J. M. (2017) Municipal Solid Waste Management: Public Consortia as an Alternative Scale-Efficient? Lessons from the Brazilian Experience, *Current Urban Studies*, **5**, 185-201.
- Silveira R. C. E., Philipp L. S. (2008) Consórcios Públicos: uma alternativa viável para a gestão regionalizada de resíduos sólidos urbanos, *Revista de Desenvolvimento Regional, Santa Cruz do Sul*, **13**(1), 205 – 224.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2016) *Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016*, Brasília: MCidades, 182 pp.
- Sora Yi, Yong-Chul Jang, Alicia Kyoungjin An. (2018) Potential for energy recovery and greenhouse gas reduction through waste-to-energy technologies, *Journal of Cleaner Production*, **176**, 503 – 511.
- Suzuki J. A. N., Gomes J. (2009) Consórcios intermunicipais para a destinação de RSU em aterros regionais: estudo prospectivo para os municípios no Estado do Paraná, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **14**(2), 155-158.
- Verma P., Raghubansh A. S. (2018) Urban sustainability indicators: Challenges and opportunities, *Ecological Indicators*, **93**, 282–291.
- The World Bank (2015) *Diagnóstico de la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos en la Argentina Recopilación, generación y análisis de datos – Recolección, barrido, transferencia, tratamiento y disposición final de Residuos Sólidos Urbanos*. 119 pp. Acceso em 18 de novembro de 2018, disponível em: <http://ars.org.ar/documentos-download/Banco%20mundial%20Diagnóstico%20de%20la%20Gestión%20Integral%20de%20RSU%20en%20Argentina%20BM%20-%20Jul%202015.pdf>
- Zaman A. U. (2014) Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems. *Ecological Indicators*, **36**, 682– 693.

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISIS DE LA DISPOSICIÓN DE LOS DESECHOS SÓLIDOS Y GENERACION DE BIOGAS EN EL RELLENO SANITARIO DE AMBATO, ECUADOR

\* Bertha Elizabeth Ibarra-López<sup>1</sup>  
Mariana Lucía Narváez-Castro<sup>2</sup>  
Andrés de la Rosa<sup>2</sup>

### ANALYSIS OF SOLID WASTE DISPOSAL AND BIOGAS GENERATION IN THE SANITARY LANDFILL OF AMBATO, ECUADOR

Recibido el 19 de mayo de 2019; Aceptado el 6 de febrero de 2020

#### Abstract

Urban solid waste presents a high environmental problem due to the products that are generated from its decomposition such as landfill gas (biogas) and leachate. Ecuador is a country with low average income, and it is estimated that by 2025 the generation of urban solid waste (MSW) will be 18,041 tons / day. Ambato is a district located in the province of Tungurahua and is characterized for being an agricultural sector. The present study is focused on analyzing the disposal of urban solid waste and the generation of biogas at different areas of the landfill. The Landfill of Ambato receives 120 tons/day of solid waste that contains 65% of organic waste. This sanitary landfill began its operation in 2006 and has an evacuation system for Biogas and leachate. For the present study, the landfill was divided in eight zones (A-H). Representative samples of landfill (buried waste) and biogas were taken from each zone to carry out laboratory analysis. The tests performed on soil samples of landfill were pH, organic matter, humidity and landfill gas (LFG) was characterized. The results of this study demonstrate that zone C contains the highest amount of methane and soil (buried waste) has a basic pH. The district of Ambato is an agricultural area, it has a high amount of organic waste. To improve methane generation a better technical management of the disposal solid waste is suggested. Improve soil (buried waste) compaction and moisture is suggested at zones (C-H).

**Keywords:** Ecuador, landfill, methane, organic matter.

<sup>1</sup> Universidad Técnica de Ambato, Facultad Ciencias Agropecuarias. Carrera de Ingeniería Agronómica, Ecuador.

<sup>2</sup> Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ingeniería Química. Carrera de Ingeniería Química, Ecuador.

\*Autor corresponsal: Carrera de Ingeniería Agronómica. Universidad Técnica de Ambato. Sector el Tambo. Vía Quero – Cevallos. Tungurahua. 1801334. Ambato, Ecuador. Email: [elizabethibarra\\_che@yahoo.com](mailto:elizabethibarra_che@yahoo.com)



## Resumen

Los residuos sólidos urbanos presentan un alto problema ambiental debido a los subproductos que se generan de su descomposición como son el biogás y los lixiviados. Ecuador es un país con ingresos medio bajos y se estima que para el 2025 la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) será de 18,041 toneladas/día. Ambato es un cantón ubicado en la provincia de Tungurahua y se caracteriza por ser una zona agropecuario. El presente estudio se enfoca en analizar la disposición de los residuos sólidos urbanos y su generación de biogás en las diferentes zonas del relleno. El Relleno Sanitario del Cantón Ambato recibe 120 toneladas/día de residuos sólidos que poseen el 65% de desechos orgánicos. Este relleno sanitario empezó su operación en el 2006 y posee un sistema de evacuación para el Biogás y los lixiviados. Para esta investigación el relleno se dividió en ocho zonas (A-H). De cada zona se tomaron muestras representativas de suelo del relleno (residuos enterrados) y biogás para realizar ensayos en el laboratorio. En las muestras de suelo del relleno se determinó pH, materia orgánica y humedad. En las muestras de gas se caracterizó y se determinó el contenido de metano. Los resultados de este estudio demuestran que la zona C contiene la mayor cantidad de metano y el suelo del relleno (residuos enterrados) es de carácter básico. Al ser el cantón Ambato una zona agropecuaria, posee una alta cantidad de residuos orgánicos. Para mejorar el aprovechamiento de la generación de metano contenido en el Biogás, el manejo técnico del relleno sanitario es muy importante. Como por ejemplo la compactación del suelo (residuos enterrados), y humedad se debería mejorar en las zonas (C-H).

**Palabras clave:** Ecuador, biogás, relleno sanitario, metano, materia orgánica.

## Introducción

Una problemática mundial que se ha generado por el incremento de la población, migración de zonas urbanas a zonas rurales y por motivo de la revolución industrial ha sido la generación de desechos sólidos no peligrosos (residuos sólidos urbanos). Los cuales resultan en problemas económicos y ambientales (Moya *et al.*, 2017).

Es importante reconocer que los residuos sólidos urbanos (RSU) requieren una adecuada gestión. Usualmente la gestión de los residuos sólidos urbanos está a cargo de los municipios y es uno de los servicios públicos más costosos y complejos de manejar. Especialmente en los países en desarrollo se distribuye del 20% al 50% del presupuesto de los municipios al manejo de los residuos sólidos (Scarlat *et al.*, 2015). La generación de los residuos sólidos está relacionada a la actividad humana. Al no existir una apropiada disposición final de estos se puede llegar a una contaminación de los diferentes ecosistemas como el agua; produciendo afectaciones a la salud de la población. Así como, presentando riesgos extremos respecto al tratamiento, exposición, o manejo inadecuado de los subproductos generados en la descomposición de los RSU. Un mal manejo de los subproducto generados de la descomposición de los RSU como el Biogás puede dar lugar a una explosión en los lugares destinados a la disposición de los residuos sólidos (Santibañez-Aguilar *et al.*, 2015).

En algunos países de Europa se establecen normas y políticas ambientales con el fin de disminuir la generación de residuos sólidos en los domicilios y lugares de trabajo. Los seres humanos se concientizan con la generación de cero residuos y poseer la cultura de reciclar (Scharff, 2014). De

esta manera cooperan con el medio ambiente y se destina la menor cantidad de residuos sólidos a su disposición final.

El residuo se define como cualquier tipo de material que esté generado por la actividad humana y que está destinado a ser desechado. La Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial en la Guía para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos menciona, que todo lo que es generado producto de una actividad y no es de interés ya sea para el hombre u otro organismo vivo y es difícil de reincorporar a los ciclo naturales se denomina residuo (Flechas & González, 2016). Siendo necesario conocer la composición de los residuos sólidos urbanos para planificar cualquier tipo de estrategia nacional para el manejo de los mismos (Hernández-Berriel *et al.*, 2017). Según el banco mundial se proyecta que la generación de residuos sólidos urbanos (RSU) en América Latina y el Caribe (ALC) incrementaría a 220 millones toneladas/año para el 2025 (Hoorweg & Bhada-Tata, 2012) donde las viviendas son la fuente principal de generación de RSU (Hernández-Berriel *et al.*, 2017).

La composición principal de los residuos sólidos comprende los residuos orgánicos, papel, metal, plástico, vidrio entre otros (Hoorweg & Bhada-Tata, 2012). Tabla 1 indica el promedio de composición de los residuos sólidos a nivel mundial, en donde el mayor porcentaje de RSU pertenece a los desechos orgánicos (Flechas & González, 2016).

**Tabla 1.** Composición Promedio de los residuos sólidos a nivel mundial.

Composición RSU	Cantidad (%)
Orgánico	43.32
Metal	4.02
Papel/Cartón	18.0
Plástico	9.27
Vidrio	4.46
Otros	20.92

Fuente: (Flechas & González, 2016).

Inicialmente el tratamiento de los residuos sólidos urbanos consistía en arrojarlos al suelo o mar de esta manera contaminando las aguas superficiales y subterráneas (García *et al.*, 2018). Posterior a esto, los residuos sólidos eran dispuestos en vertederos a cielo abierto en donde el residuo solido urbano no poseía ningún tipo de separación y este era desalojado en quebradas, generando una pérdida del valor de estos tanto en términos de material y aprovechamiento energético. Al momento de emplear este tipo de método los residuos sólidos no eran ni reciclados ni reusados, ni recuperados para generar energía o uso de la materia prima. Los residuos sólidos producían problemas de salud, mal olor en las comunidades, contaminación ambiental de suelos

y del recurso agua. Adicionalmente en este tipo de vertederos se evidencia actividades de incineración a campo abierto generando gases tóxicos y de efecto invernadero (Greenpeace, 2004) (Flechas & González, 2016).

Estudios de Hornweg y Bhada – Tata (2012) mencionan que a nivel mundial existen diversas formas para la disposición final de los residuos sólidos, el estudio considera los métodos de disposición de residuos de acuerdo con el ingreso del país y pueden encontrarse países de ingresos bajos, ingresos medio-bajo, ingresos medios-altos e ingresos altos. Entre los métodos que se emplean para la disposición de los residuos sólidos se identifican el relleno sanitario, vertedero a cielo abierto, compostaje, reciclaje e incineración. Entre los países que emplean esta forma de disposición de desechos se puede mencionar a Colombia, Argentina, Chile, México, Perú y Honduras. La disposición de los residuos sólidos en algunos casos requiere del reciclado y separación de los RSU en la fuente. Uno de los métodos más utilizados para la disposición de los residuos sólidos urbanos en muchos países es el relleno sanitario ya que tienen un manejo técnico y amigable con el medio ambiente (Yang *et al.*, 2015), pero en los países de ingreso medio-bajo lo que se emplea en mayor proporción es el vertedero de cielo abierto.

La disposición de los residuos sólidos urbanos mediante un relleno sanitario es un método de gestión/manejo de RSU adecuado, más amigable con el medio ambiente y más económico respecto a otro método de disposición de residuos sólidos (Amini, Reinhart, & Niskanen, 2013). Una dificultad que se presenta en los rellenos sanitarios es la ubicación del mismo ya que se debe analizar aspectos sociales, ambientales y técnicos (Alavi *et al.*, 2013). El objetivo del relleno sanitario es disminuir la contaminación producida en los vertederos de cielo abierto. Se diseñan con una depresión en el terreno que es cubierto con una membrana de polietileno, en la parte inferior se cubre de arcilla. Posee un sistema de recolección de lixiviados y gases. Al momento de disponer los residuos sólidos se coloca una cobertura de tierra compactada con el fin de que no se acumulen las aguas lluvias (Flechas & González, 2016). La operación de un relleno sanitario consiste en mantener un registro de la cantidad diaria de los residuos que ingresan al relleno, una pre clasificación de los desechos, compactación de los residuos con material de cobertura, monitoreo del agua empleada en el relleno, monitoreo de lixiviados generados, ventilación y evacuación de los gases con un posible aprovechamiento energético del biogás generado (Hornweg & Bhada-Tata, 2012).

Como se ha mencionado los rellenos sanitarios tienen dos contaminantes ambientales muy importantes que son el gas generado (biogás) y el líquido generado (lixiviado). Al degradarse los desechos a través de una digestión anaeróbica los RSU producen el biogás, que se caracteriza por poseer un gas de efecto invernadero denominado metano ( $\text{CH}_4$ ) que tiende a formarse cuando en los RSU existe una mayor cantidad de desechos orgánicos (Chassigne & Pinto, 2017). Adicionalmente, el biogás posee dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), gases tóxicos entre otros. La descomposición de los residuos sólidos urbanos en un relleno sanitario incluye algunos procesos

bioquímicos que influyen en la degradación de los residuos sólidos para la formación de biogás. Este proceso de degradación de los residuos sólidos urbanos (RSU) comprende 5 fases continuas entre fases aeróbicas y anaeróbicas. La primera fase aeróbica ocurre después que los RSU son dispuestos en el relleno sanitario, es una fase de corta duración en donde se produce la generación de CO<sub>2</sub>. Posterior a esto se evidencia que el oxígeno disminuye y se presenta la fase anaeróbica generando un gas típicamente de 40-60% de metano, 35-50% de dióxido de carbono con elementos trazas de otros gases (Dace *et al.*, 2015). Por lo tanto, el ritmo de producción de biogás en un relleno sanitario es variable dependiendo de la edad del relleno, presentado velocidades menores cuando el relleno sanitario es más antiguo (Mejía & Gil, 2015). Otro de los contaminantes que generan un problema ambiental, es la generación de lixiviados. Este producto que proviene de la descomposición de los RSU se dispone en los cuerpos de agua cercanos. En algunos casos el líquido generado no posee tratamiento. Los lixiviados son altamente tóxicos y contienen materiales como el plomo, cadmio, níquel, arsénico entre otros metales que afectan a la salud del ser humano (Flechas & González, 2016).

La disposición de los residuos sólidos es un problema ambiental a nivel mundial que requiere de atención ya que uno de los gases generados es el metano y los lixiviados poseen concentraciones de metales pesados no aptos para el ser humano. Cuando la plata, arsénico, cadmio, cromo superan las concentración de 0.10 ppm, 0.01ppm, 5 ppm y 0.1ppm respectivamente presentan toxicidad en el ser humano como: cáncer, degradación de la célula en sus procesos bioquímicos y dificultad al respirar en las personas (Dixit, Ruchita *et al.*, 2015). Los gases que se generan por la disposición producen contaminación ambiental afectando a las vías respiratorias. La disposición de los residuos sólidos probablemente presenta la presencia de roedores que inciden en la calidad de vida de las comunidades aledañas. Es por esto el interés del presente estudio en analizar la disposición de los residuos sólidos urbanos en el cantón Ambato, ubicado en Ecuador. País de ingresos medios bajos según estudios de Hornweg -Perinaz (2012) en donde se estima que la generación de residuos sólidos para el año 2025 será de 18,041 toneladas/día (Hornweg & Bhada-Tata, 2012).

En el Ecuador durante los años de 1980 a 2000 el crecimiento económico dependía del petróleo y remesas de migrantes. Según los estudios de Soliz (2015) en este periodo, en el Ecuador se generó una problemática frente a los residuos sólidos y los primeros vertederos a cielo abierto se reportaron en Guayaquil (1974), en Quito (1977) y en Cuenca (1980) hasta estas fechas no existía una lógica de acumulación, ni los desechos eran preocupación del Estado. Posterior a esta problemática de generación de residuos sólidos existe en el país una campaña sobre bote la basura en su lugar. En los años 2010-2012 numerosos municipios cerraron sus vertederos y empezaron proyectos tecnificados de disposición de residuos sólidos (RSU). Es así como la gestión de residuos sólidos es competencia de los gobiernos autónomos descentralizado (GADs) y el ministerio del Ambiente (MAE) (Soliz, 2015). El país se caracteriza por poseer zonas agropecuarias, lo cual permite el origen de residuos sólidos urbanos con contenido de materia

orgánica del 71.4 por ciento (Windows *et al.*, 2019) el no poseer un manejo técnico adecuado contribuían a la contaminación ambiental.

Es importante recalcar que el Ecuador a través del ministerio del ambiente, en abril del 2010 crea el Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS) con el fin de disminuir la contaminación ambiental, eliminar los botaderos y emplear un método tecnificado de disposición de los residuos sólidos. El programa PNGIDS ha beneficiado a 15 GADs con la entrega de geomembrana. Financiado a 47 GADs con el estudio de Gestión Integral de Desechos Sólidos. Existe trabajo por realizar, ya que en el territorio nacional ecuatoriano existen 221GADs (Ambiente, 2017) en donde los dirigentes políticos en su gestión tienen un componente de conciencia ambiental.

Ejemplos de tratamientos de residuos sólidos y aprovechamiento del biogás se han realizado en las ciudades Guayaquil, Cuenca y Quito. En el caso de Guayaquil se menciona que el 58,68% de los residuos representan desechos orgánicos (Lindao & Quisnancela, 2015) lo que permite el aprovechamiento energético del biogás en el relleno sanitario. En Cuenca se propone el aprovechamiento del biogás generado en el relleno sanitario y de esta manera cooperar con el 1% al 2.5% de la energía de Cuenca empleando al biogás como energía renovable (Barragán *et al.*, 2016). En el relleno sanitario El Inga de Quito se transporta el biogás a dos motos generadores que funcionan con el ciclo otto con una capacidad de 40MW al día (Zúñiga *et al.*, 2015).

El presente estudio tiene como objetivo analizar la disposición de los desechos sólidos, que consiste en revisar el manejo técnico del relleno sanitario de la ciudad de Ambato, gestión del municipio, determinar las propiedades físicas y químicas de muestras de suelo (desechos enterrados) y caracterización del biogás generado en el relleno sanitario del Cantón Ambato ubicado en Ecuador. Una de las características que tiene el relleno sanitario de Ambato es que la mayor parte de sus residuos sólidos representan desechos orgánicos (65%) como se observa en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Composición de los desechos sólidos del Relleno Sanitario de Ambato.

Composición de desecho sólido no peligroso	Porcentaje que representa (%)
Residuos Orgánicos	65
Papel – cartón	15
Plástico	9
Vidrio	3
Maderas – árboles	5
Metales	3

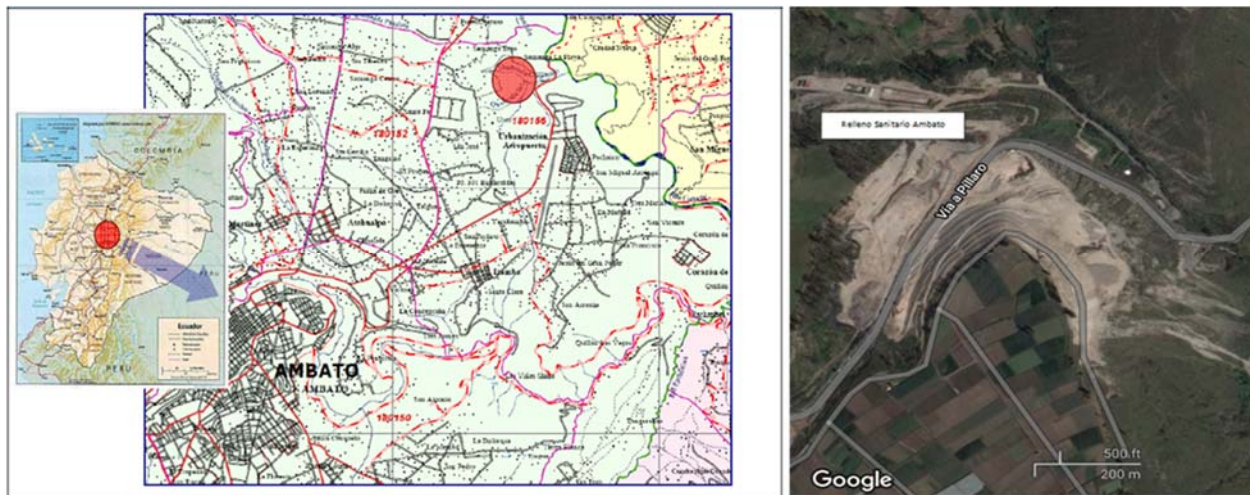
Fuente: (López Fabara, 2011).

El cantón Ambato se dedica a la agricultura y a la venta de productos agrícolas en mercados. Por este motivo, los desechos orgánicos provienen de mercados, residuos de la agricultura, desechos de los domicilios en cuanto a la preparación de los alimentos. Dando como resultado una ventaja para la acumulación de desechos orgánicos. Estos datos fueron recolectados por el departamento de gestión de residuos sólidos del GADs de Ambato. La ventaja que tiene el alto contenido de materia orgánica es el aprovechamiento energético. Este aprovechamiento existe cuando el porcentaje de metano está en el intervalo del 40 al 60% (Dace *et al.*, 2015).

## Materiales y Métodos

### Relleno Sanitario

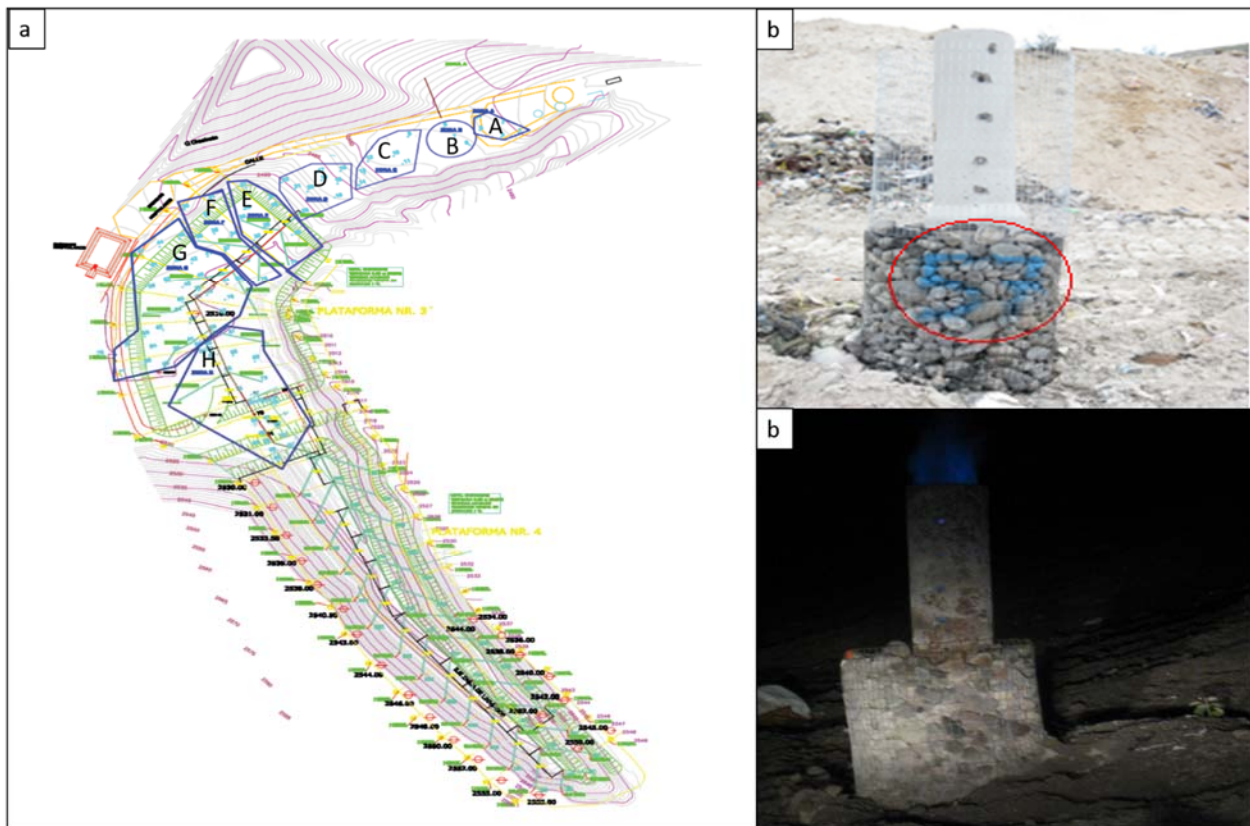
El Relleno Sanitario seleccionado se ubica en el cantón Ambato, vía Píllaro a 170 km al sur de la ciudad de Quito a 78° 37' 1" de longitud con relación al Meridiano de Greenwich a 1° 13' 28" de latitud sur con relación a la Línea Equinoccial, a 2,577.067 metros sobre el nivel del mar (Figura 1). El sector presenta una temperatura de 19°C y precipitación de 32%. El relleno sanitario comenzó a funcionar en el año 2006 y diariamente recibe 210 toneladas/día de residuos sólidos urbanos.



**Figura 1.** Ubicación del Relleno Sanitario de Ambato.

Para realizar el estudio, el relleno sanitario se dividió en ocho zonas asignadas con letras mayúsculas de la A – H como se observa en la figura 2a. El mecanismo de disposición de los residuos sólidos del relleno sanitario es mecanizado y tiene drenes para la evacuación del biogás y lixiviados. El proceso de disposición de los residuos sólidos en el relleno sanitario comienza con el pesaje de los desechos, disposición de los desechos en las trincheras, confinación y compactación de los desechos con tierra y evacuación del gas y lixiviados generados por la

descomposición de los desechos en las zonas de descarga. En la Figura 2 (a) se describe el diseño del relleno sanitario del cantón Ambato cuya estructura es espina de pescado, posee los drenes de evacuación de lixiviados y las chimeneas para la evacuación de biogás. Figura 2b representa la forma de la chimenea de venteo y combustión del biogás las cuales fueron etiquetadas para la evaluación de la producción de biogás. En el transcurso del día las chimeneas del relleno sanitario del cantón Ambato permanecían encendidas, de esta manera el metano, un gas contaminante que tiene la capacidad de absorber 21 veces más calor en la atmósfera que el dióxido de carbono (Chassaigne & Pinto, 2017), mediante la reacción de combustión se transforma a dióxido de carbono.



**Figura 2.** Estructuras a) Relleno Sanitario de Ambato (zonas A-H) b) Chimenea para extracción de biogás.

Recolección de muestras de suelo (residuos enterrados)

Se recolectó muestras de suelo (residuos enterrados) de las zonas marcadas y representativas en el relleno sanitario mediante el método técnico del Instituto Colombiano de Normas Técnicas (Icontec), denominado cuarteo para lo cual se realizó una circunferencia alrededor de las chimeneas y se seleccionó las dos cuartas partes opuestas de las circunferencias, se introdujo el

barreno a unos 60 cm de profundidad, se homogeneizó la muestra de suelo, se seleccionó 1000 kg de muestra de suelo por cada zona, se etiquetó, almacenó y se llevó al laboratorio para su tratamiento. Las muestras de suelo fueron trituradas y tamizadas empleando tamices de Tyler de 2mm para sus análisis. Se recolectaron 80 muestras de suelos de las zonas A-H.

### Análisis de muestras de suelo

Las muestras de suelo preparadas se utilizaron para determinar pH, materia orgánica, temperatura y humedad en donde cada análisis se realizó por triplicado. En la determinación de pH se empleó el pH metro (HACH). Se pesó 20 g de suelo, se adicionó 20ml de agua destilada, se agitó y se procedió a medir el pH de todas las muestras. El análisis se realizó por triplicado que consiste en analizar las muestras por tres veces.

Para determinar materia orgánica se empleó el método Walkely y Black (1934) que determinándose la materia orgánica total de las muestras de suelo mediante la Ecuación (1). Se considera que un suelo superficial que tiene buenas condiciones para el desarrollo vegetal se caracteriza por poseer hasta 5% en volumen de materia orgánica. Este valor permite una buena generación de cobertura vegetal (Blaya & García, 2003).

$$\%Materia\ Orgánica = \frac{(V_D - V_S N F_S) 0.003 \times 100 \times 1.72}{0.77 P} \quad \text{Ecuación (1)}$$

$$F_S = \frac{20}{V_b} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

$V_D$  = Volumen de  $K_2Cr_2O_7$  1N empleado ( $V_D = 10$  ml) ( $F = 1$ )

$V_S$  = Volumen de  $(SO_4)_2Fe(NH_4)_2$  que no ha reaccionado con el suelo

$N$  = Normalidad de  $(SO_4)_2Fe(NH_4)_2$  ( $NS = 0.5$  N)

$F_S$  = Factor de disolución de  $(SO_4)_2Fe(NH_4)_2$

$P$  = Peso de la muestra

0,003 = Peso miliequivalente del carbono. Equivale al cociente entre 12/4000

1.72 = Constante de conversión de carbono en materia orgánica sobre hipótesis de que la materia orgánica contiene 58% de carbono en la generalidad de suelos encontrados en el país.

0.77 = Constante de conversión de materia orgánica oxidable en materia orgánica total.

$V_b$  = Volumen promedio de valoración de la sal de Morh

La humedad se determinó mediante la diferencia de pesos de la masa de crisoles que se dejaron en la estufa a una temperatura de 110 °C hasta que el peso del crisol permaneció constante. El porcentaje de humedad de las muestras de suelo se determinó empleando la Ecuación (3).

$$\%Humedad = \frac{(W_{1(tierra)} - (W_{2(tierra+crisol)} - W_{(crisol\ tarado)}))}{W_{1(tierra)}} \times 100 \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde:

$W_{1tierra}$  = Peso de la tierra sin secar

$W_{2(tierra+crisol)}$  = Peso de la tierra con el crisol

$W_{*1}$  = Peso de la tierra seca



### Biogás

Para recolectar el Biogás, las chimeneas se envolvieron completamente y se colocó un cabezal metálico que permitió la captura del biogás en fundas Tedlar utilizando una bomba de vacío. En el caso de las chimeneas que se encontraban encendidas, se procedió a pagarlas y esperar un momento que el flujo de biogás se estabilice. Se recolectó muestra de biogás en la mañana y en la noche de cada una de las 97 chimeneas que representan a las zonas A-H. Las muestras fueron etiquetadas, almacenadas y transportadas a los laboratorios. El análisis de biogás se realizó mediante cromatografía (cromatógrafo Agilent 7890 A) y empleando el método INEN ISO 6975. Los resultados de caracterización del biogás, porcentaje de metano se compararon con el porcentaje de metano del relleno sanitario las iguanas y metano standard.

En las ocho zonas del relleno sanitario se encontraron 97 chimeneas distribuidas en distintas partes. Cabe recalcar que las chimeneas se construyen de tal forma como se incrementa el volumen los desechos en los taludes en el relleno sanitario. Por ejemplo, la primera zona A del relleno sanitario se encuentran cinco chimeneas y es la zona más antigua.

El poder calorífico es una variable importante ya que mide el contenido energético por unidad de masa o unidad volumen (Cala *et al.*, 2013). Se determinó el poder calorífico en relación con el porcentaje de metano empleando la Ecuación (4),

$$PCI_{muestra} = \% \text{Metano} \times PCI_{\text{metano}}$$

**Ecuación (4)**

Donde:

$PCI_{\text{metano}}$  es 882.81 BTU/pe<sup>3</sup>

%Metano es la cantidad de metano que se determina en las muestras de biogás.

### **Resultados**

Para la realización del presente estudio se seleccionó el relleno sanitario verificándose que el relleno cumpla con las especificaciones técnicas de funcionamiento para ser denominado relleno sanitario (Hoorweg & Bhada-Tata, 2012). El relleno sanitario seleccionado fue el del Cantón Ambato, que tiene la forma de espina de pescado. La base del relleno está asentada en una cobertura en su inferior con geomembrana posee drenes para la evacuación del lixiviado y chimeneas para el venteo y quema del biogás. En el relleno sanitario se distribuyeron ocho zonas de muestreo (ver Figura 2) para la toma de muestras de suelo (residuos enterrados) y biogás; constatando las zonas de operación y cierre.

El manejo de la disposición final de los residuos sólidos en el relleno sanitario del cantón Ambato empieza con el pesaje de los desechos que ingresan al relleno, seguido por los procesos de mecanizado, compactación y disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU). Por ejemplo, la zona A empezó en el año 2006 siendo la zona más antigua del relleno; posee 5 chimeneas, características específicas como suelo negro, ramas, forraje y vegetación, zona que se encuentra

en etapa de cierre ya que no se dispone residuos sólidos urbanos en esta sección, como se observa en la Tabla 3. Otra zona característica que se encuentra presente desde el año 2008 es la zona C, siendo una zona donde se evidencia material vegetativo en crecimiento y es una de las zonas que el suelo presenta una buena compactación.

La maquinaria compactadora (tractor tipo topador) pasa por las zonas varias veces. En la zona C se observa un grosor de los desechos y tierra de unos 40 cm y la compactadora pasa a mayor velocidad. En esta zona el contenido de oxígeno es inferior comparado con las zonas (A, B, D, E, F, G). Las chimeneas en todo el relleno sanitario se encuentran encendida permitiendo una mejor generación, evacuación del biogás, venteo y quema del mismo. En las zonas G, H se observa que la maquinaria compactadora pasa pocas veces y a baja velocidad. El material de cobertura (tierra) no es mezclado adecuadamente. Los resultados de este estudio permiten establecer que la edad de relleno es una variable de análisis de la vida de un relleno sanitario. Ya que las zonas A, B son zonas que requieren un cierre técnico; las zonas C, D, E, F son zonas que se encuentran en su etapa de digestión anaeróbica ya que no reciben RSU; y las zonas de operación G,H reciben RSU y se disponen a enterrar.

El mecanismo de disposición de los RSU consiste en el pesaje de los residuos, se distribuyen en la zona de mezcla con tierra (material de cobertura) y finalmente se compacta (Flechas & González, 2016). Un tanquero pasa diariamente en las diferentes zonas del relleno para mejorar la compactación y humedad del suelo del relleno. En el análisis de la disposición de los residuos sólidos se caracterizó las ocho zonas que contempla el relleno sanitario como se observa en la Tabla 3. Los residuos dispuestos en la zona G y H poseen una previa clasificación de los residuos sólidos urbanos que consiste en separar los plásticos, metales y cartón.

En este estudio se analizó las condiciones de disposición de desechos sólidos, que consiste en revisar el mecanismo que emplea el relleno sanitario del cantón Ambato para la disposición de los residuos sólidos y finalmente determinar si se puede mejorar la producción de biogás mejorando la disposición de los residuos.

La descomposición de los residuos sólidos urbanos enterrados consiste en varias fases que permiten la producción de biogás. A este proceso de descomposición se conoce como etapas metanogénicas en las que se producen varios gases, como el Metano ( $\text{CH}_4$ ) (Köfalusi & Aguilar, 2006).

Para que la generación de metano sea representativa en la producción de biogás, el metano debe encontrarse en un 55%. El pH óptimo del suelo (residuos enterrados), debe estar alrededor de 7 para mantener las reacciones metanogénicas y de esta manera permitir una mejor producción de metano (Farquhar & Rovers, 1973). Cuando el pH se encuentra en 5.5 la generación de metano disminuye ya que existe otro consorcio de bacterias que toleran crecer en esa zona (Corrales *et*

al., 2015). En el presente estudio los resultados del pH oscilan de 6 a 10 en las diferentes zonas del relleno como se observa en la Figura 3.

**Tabla 3.** Características del Suelo del Relleno Sanitario.

Zonas	Características	Años residuo compactado
A	Suelo negro, presencia de ramas, forraje y algunos restos metálicos. Es la zona más antigua del relleno y cierre del relleno. Se localizan 5 chimeneas.	Trece años
B	Suelo de color chocolate con presencia de ramas, forraje. Zona más antigua del relleno, y cierre del relleno se encuentran 3 chimeneas.	Doce años
C	Suelo color negro con presencia de ramas, forraje, material pétreo y restos de llantas. Se localizan 6 chimeneas.	Once años
D	Suelo de color café oscuro con presencia de plásticos, cauchos, basura para descomposición, zona joven del relleno sanitario. Se encuentra un total de 9 chimeneas.	Diez años
E	Suelo de color gris, zona joven del relleno sanitario. Se localizan 9 chimeneas en el relleno sanitario.	Nueve años
F	Suelo de color café oscuro, zona joven del relleno; sobresalen los desechos sólidos urbanos. Se localizan 9 chimeneas.	Ocho años
G	Suelo de color café claro, presencia de plástico, materiales de vidrio, telas zona de compactación. Zona de trabajo del relleno sanitario, sobresalen los desechos sólidos urbanos. Se localizan un total de 34 chimeneas.	Siete años
H	Suelo de color gris, con presencia de materia pétreo, plásticos, restos de basura, zona de descarga de los residuos sólidos. Se localizan un total de 22 chimeneas.	Seis años

Las condiciones de materia orgánica en los residuos enterrados son importantes; un buen suelo debe poseer hasta el 5% de materia orgánica para que se representativo en la vegetación. Otra variable que se considera en el estudio es la humedad del suelo ya que para mejorar la producción de metano (Farquhar & Rovers, 1973), suelos húmedos activan a las bacterias para tener una mejor producción de metano y las temperaturas deben oscilar entre 35 – 50 °C (Köfalusi & Aguilar, 2006).

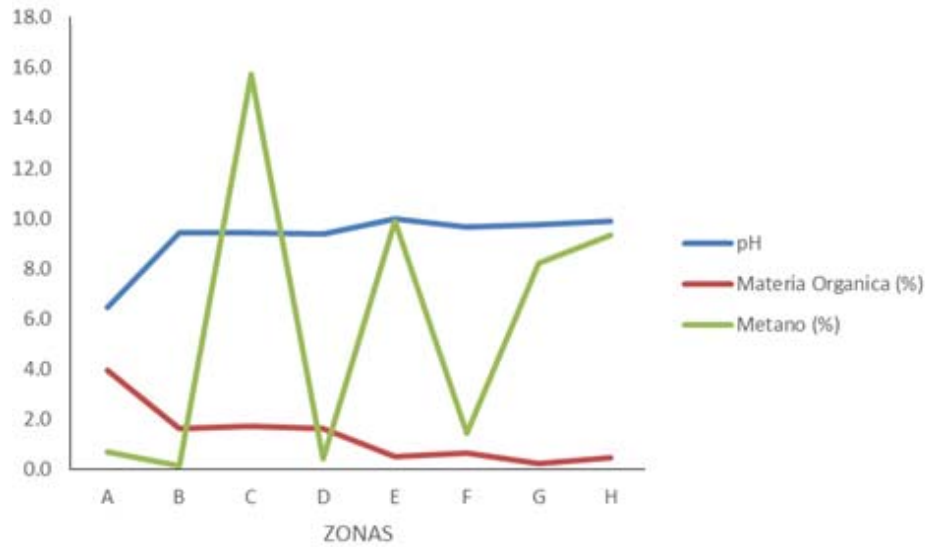


Figura 3. Valor de pH, Materia Orgánica (%) y Metano (%) en diferentes zonas.

La humedad de los residuos enterrados es baja ya que oscila entre 10 – 19%, como se observa en la figura 4. La figura 4 muestra los resultados del análisis de la humedad de los suelos (residuos enterrados) en las diferentes zonas del relleno sanitario del cantón Ambato, considerando que la temperatura tienen incidencia en la digestión anaeróbica (Aguilera, 2016).

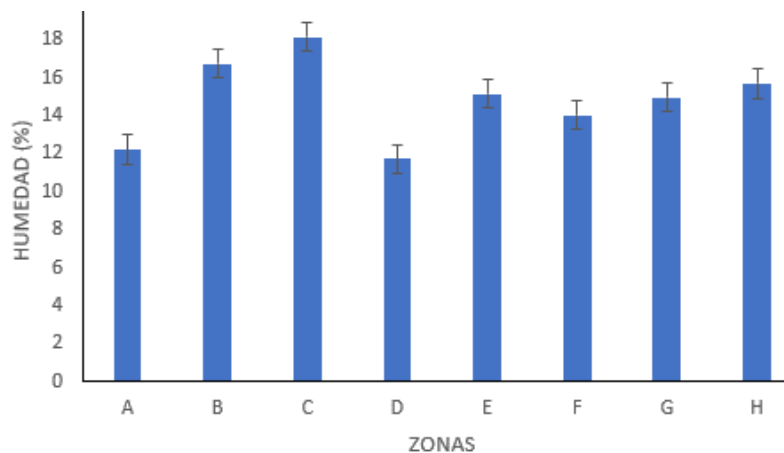


Figura 4. Relación de la humedad del suelo.

La zona C posee mejor humedad de 18.5%, las muestras de suelo (residuos enterrados) fueron recolectadas a 60 centímetros. La zona C, se caracteriza por tener once años de vida en el relleno sanitario, posee un suelo de color negro, no hay vegetación y se observa que los residuos urbanos se encuentran en degradación.

La humedad del suelo puede ser alterada por las condiciones ambientales (lluvia) y el tanquero de agua, que es un mecanismo de regar agua a través de un carro en todas las zonas del relleno sanitario.

Para realizarlo se recolecto muestras de suelo a una misma hora, identificando que en las ocho zonas del relleno la humedad oscila del 10 al 20 por ciento. Ambato es un cantón con una temperatura de 19°C y la temperatura de las muestras de suelo recolectadas no superaban los 15°C.

El conocimiento de la composición de los residuos urbanos es importante para reconocer los diferentes componentes que se presentan en los desechos. Por ejemplo, para una buena producción de metano debe existir un alto porcentaje de residuos orgánicos. En este estudio se realizó el análisis de materia orgánica en todo el relleno sanitario. Considerando que la materia orgánica se produce por la degradación de los residuos enterrados, las muestras de suelo (desechos enterrados) permitieron determinar la materia orgánica en las ocho zonas del relleno.

La figura 5 representa la fracción orgánica presente en el suelo del relleno. La Zona A es la más antigua y posee 4% de materia orgánica. Esta zona se caracteriza por poseer material vegetativo y es una zona de cierre. Se evidencia que las zonas B, C, D, E, F, G, H tienen bajo contenido de materia orgánica en el suelo ya que sus desechos todavía no son degradados.

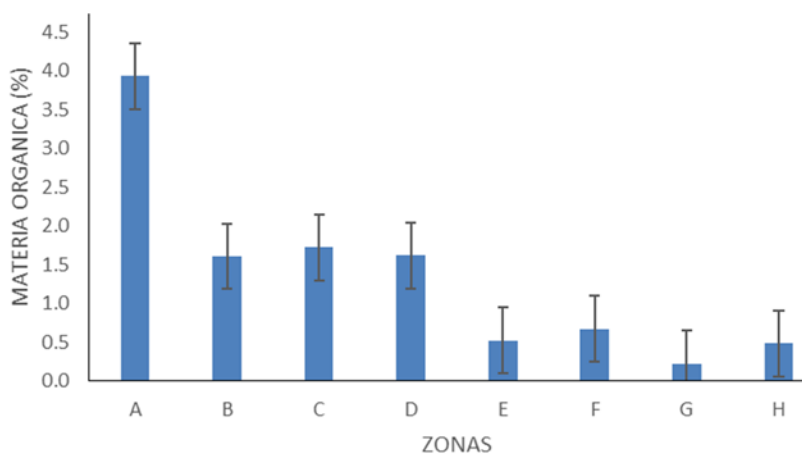


Figura 5. Valor de Materia Orgánica.

En el análisis de la generación de biogás, las muestras fueron recolectadas de las ocho zonas. Se colocó un cabezal en las chimeneas. Se esperó que el biogás se confine, se succione el gas a través de una bomba de vacío y se almacenó en fundas Tedlar. Mediante cromatografía se determinó la composición del biogás. Para estandarizar el método se empleó un biogás cilindro estándar EPA que permitió calibrar los cromatógrafos. El contenido de este biogás representa 55.69 % a CH<sub>4</sub>, y 40.11% CO<sub>2</sub>.

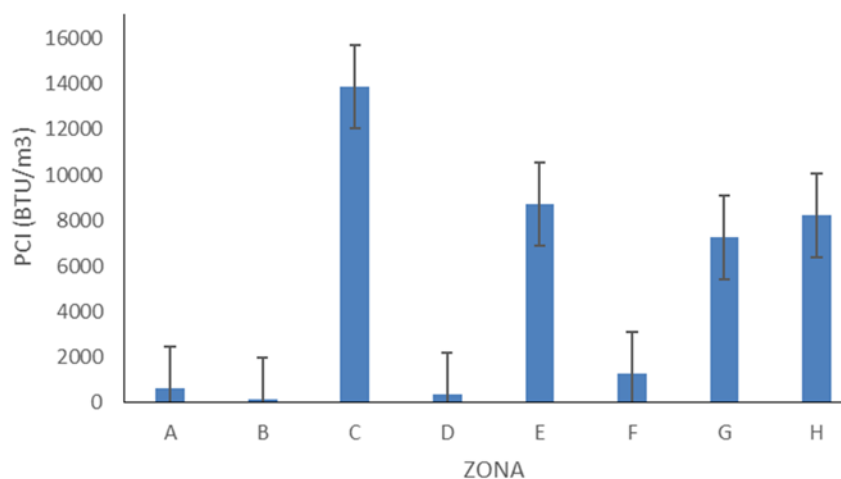
Los resultados de la caracterización del biogás del relleno sanitario del cantón Ambato se compararon con el relleno sanitario de Guayaquil. En el caso del relleno sanitario de Guayaquil el biogás posee 54% al 70% de metano (Pancho- Echeverría, 2015). Los resultados del relleno sanitario de Ambato demuestran que el biogás posee en promedio 5.31% de metano. Esta comparación permitió establecer que la temperatura y humedad incide en la producción de metano ya que la temperatura en Guayaquil oscila en los 24°C y poseen una humedad alta caso contrario a lo que se evidencia en Ambato que es una zona fría. En el caso de Guayaquil se llevan a cabo proyectos de captación de biogás y disminución de la carga contaminante ambiental del metano (Atlas, 2015)

La caracterización del biogás recolectado en el relleno sanitario del cantón Ambato, posee gases como metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), nitrógeno (N<sub>2</sub>), oxígeno y otros gases (H<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S). Las muestras recolectadas reflejan un alto contenido de oxígeno (O<sub>2</sub>). Las chimeneas fueron selladas de tal manera que el aire no ingrese a las muestras. Pero la cantidad de oxígeno presente se debe al proceso degradativo de los residuos sólidos urbanos prevaleciendo la fase aeróbica en la descomposición. La zona que contiene mayor concentración de metano es la zona C, se caracteriza por poseer ocho años, presenta una mejor compactación ya que la maquina compactadora pasa varias veces y a altas velocidades en el terreno. Los resultados de la caracterización de biogás en las diferentes zonas del relleno sanitario se reflejan en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Composición del Biogás del Relleno Sanitario de Ambato.

Zonas	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CO (%)	N <sub>2</sub> (%), O <sub>2</sub> (%)	% Otros Gases (H <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S)
A	0.7	0.8	1.1	25.2	0.0
B	0.2	0.3	0.4	0.0	0.0
C	15.7	14.5	0.0	62.1	0.3
D	0.4	1.1	0.0	90.8	7.8
E	9.9	8.2	0.6	40.6	0.0
F	1.5	6.2	2.8	41.9	5.8
G	8.2	6.8	0.3	41.0	0.7
H	9.3	10.0	2.1	50.6	4.8

En cuanto al poder calorífico, el biogás puede ser empleado como combustible, en la zona C el poder calorífico es de 14,000 (BTU/m<sup>3</sup>) pero mejorando la disposición y captación del biogás puede existir un aprovechamiento energético, figura 6 señala el poder calorífico de las diferentes zonas del relleno sanitario del Cantón Ambato.



**Figura 6.** Poder Calorífico del Metano (PCI<sub>muestra</sub>).

Finalmente, un análisis del estudio realizado sobre la disposición final de los RSU y generación de metano señala que las zonas A, B son las antiguas del relleno en el cual se presenta 8 chimeneas para la evacuación de biogás. El suelo presenta vegetación con contenido de materia orgánica (desechos enterrados de 4% y 1.5%), el contenido de metano es bajo (0.7% y 0.2%) y por ende, el poder calorífico es bajo, pH de 6 y 9 respectivamente y su humedad de 12 y 16%.

En las zonas C, D, E, F se ubican 33 chimeneas para la evacuación del biogás el suelo (desechos enterrados) con un biorreactor por lo que la digestión anaeróbica se encuentra en proceso. El contenido de metano en estas zonas es de 15.7%, 0.4%, 9.9%, 1.5% respectivamente (poder calorífico representativo), pH básico, el contenido de materia orgánica en los residuos enterrados es del 1.5%, y la humedad esta sobre el 10%.

Las zonas G, H son las zonas de trabajo en donde se entierra los desechos con material de cobertura se encuentran 56 chimeneas El contenido de metano de 8.2% y 9.3% respectivamente, el poder calorífico es de 7000 BTU/m<sup>3</sup>, la materia orgánica presente en los desechos enterrados es de 0.5%, la humedad del suelo del 15%, y posee un pH básico.

## Conclusiones

El presente trabajo de investigación analiza la disposición de los residuos sólidos y generación de biogás en el relleno sanitario del Cantón de Ambato ubicado en Ecuador. El relleno sanitario del cantón Ambato posee un método tecnificado que se basa en cubrir la base del relleno con geomembrana, posee drenes para la evacuación del biogás y lixiviados, una zona de pesaje de los RSU, material de cobertura y maquinaria apropiada para la compactación de los residuos sólidos.

La composición de los RSU del cantón Ambato presenta una alta cantidad de desechos orgánicos (65%). La temperatura y humedad ambiental es constante en todo el relleno sanitario, cuya temperatura ambiente es de 19 °C y humedad del 97%. La caracterización promedia del Biogás del relleno de Ambato fue comparada con un biogás estándar y un biogás del relleno sanitario de Guayaquil (Las Iguanas), lo que permite concluir que la temperatura de digestión de los desechos debe ser considerada para el aprovechamiento del metano.

Guayaquil es una ciudad localizada en la costa a una temperatura de 24°C, y la cantidad de metano es del 54% al 70%. Las muestras fueron recolectadas al medio día ya que los valores de la mañana y noche, no fueron representativos. En las ocho zonas del relleno sanitario se realizaron los análisis y se concluye que:

- En las zonas A, B se recomienda plantear un programa de cierre técnico ya que posee vegetación en el área y los residuos ya culminan su proceso de degradación;
- En la zona C, D, E, F se recomienda ir mejorando la compactación y humedad del terreno, realizar un estudio de los microorganismos presentes en la descomposición de los residuos enterrados para priorizar la inoculación de microorganismo que cooperen en las reacciones metanogénicas e incrementar la temperatura de descomposición de los residuos enterrados;
- En la zonas G, H se recomienda mejorar el manejo técnico de los residuos para aprovechar al máximo la descomposición de los residuos, mejorar la compactación (pasar la compactadora sobre los desechos enterrados mayor cantidad de veces), humedecer el suelo e inocular microorganismos que permitan incrementar la producción de metano, mantener la temperatura del terreno en 30°C, y finalmente, evacuar el biogás y aprovecharlo energéticamente.

Adicionalmente se recomienda realizar estudios que permitan la inoculación de microorganismos psicotrofos, mesófilos, termotrofos o termófilos que mejoren las reacciones metanogénicas, además de adecuar de mejor manera la compactación del relleno y continuar con estudios sobre las condiciones de adaptación de los microorganismos y mejoramiento de aprovechamiento de biogás con fines energéticos.



## Agradecimientos

La presente investigación agradece al Municipio de Ambato por permitir realizar el estudio y a todo su personal que coopera en la ejecución y desarrollo del relleno sanitario. Al laboratorio del Beaterio y refinería de esmeraldas por las facilidades de los laboratorios para realizar los experimentos y a la Facultad de Ingeniería Química por la asesoría en el estudio. Al relleno Sanitario Las Iguanas de Guayaquil por su apoyo en la ejecución del estudio.

## Referencias bibliográficas

- Aguilera, E. A. R. (2016) Producción de biogas a partir de Biomasa. *Revista Científica de FAREM-Esteli*, (17), 11–22.
- Alavi, N., Goudarzi, G., Babaei, A. A., Jaafarzadeh, N., Hosseinzadeh, M. (2013). Municipal solid waste landfill site selection with geographic information systems and analytical hierarchy process: a case study in Mahshahr County, Iran. *Waste Management & Research*, **31**(1), 98–105.
- Ambiente, M. D. (2017) Programa PNGIDS Ecuador. Disponible en: <https://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/>
- Amini, H. R., Reinhart, D. R., Niskanen, A. (2013) Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. *Waste Management*, **33**(12), 2720–2728.
- D-Weste (2013) *Waste Atlas Report 2013*, Environmental Consultant Ltd., 44 pp. ISSN: 2241 – 2484. Disponible en: <http://www.atlas.d-waste.com/Documents/WASTE%20ATLAS%202013%20REPORT.pdf>
- Barragán, E. A., Arias, P. D., Terrados, J. (2016). Fomento del metabolismo energético circular mediante generación eléctrica proveniente de rellenos sanitarios: estudio de caso, Cuenca, Ecuador. *Ingenius. Revista de Ciencia y Tecnología*, (16), 36–42.
- Blaya, S. N., García, G. N. (2003). *Química agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. Mundi-Prensa Libros.
- Cala, O. M., Meriño, L., Kafarov, V., Saavedra, J. (2013). Efecto de la composición del gas de refinería sobre las características del proceso de combustión. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, **12**(23), 101–112.
- Chassaigne, G., Pinto, G. (2017). Determinación de parámetros referenciales de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, en relleno sanitario la paraguaita. *Revista Agrollania de Ciencia y Tecnología*, **6**, 103–107.
- Corrales, L. C., Romero, D. M. A., Macías, J. A. B., Vargas, A. M. C. (2015) Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *Nova*, **13**(24), 55–82.
- Dace, E., Blumberga, D., Kuplais, G., Bozko, L., Khabdullina, Z., Khabdullin, A. (2015) Optimization of landfill gas use in municipal solid waste landfills in Latvia. *Energy Procedia*, **72**, 293–299.
- Dixit, R., Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U.B., Sahu, A., Shukla, R., Singh, B.P., Rai, J.P., Sharma, P.K., Lade, H., Paul, D. (2015) Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*. doi: <https://doi.org/10.3390/su7022189>
- Farquhar, G. J., Rovers, F. A. (1973) Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, **2**(4), 483–495.
- Flechas, S. H., González, L. R. C. (2016). Reflexiones sobre la importancia económica y ambiental del manejo de residuos en el siglo XXI. *Revista de Tecnología*, **15**(1), 57–76.
- García, A. I. L., Vargas, J. P., Altabella, J. E., Mendoza, F. J. C. (2018) Evaluación de los cambios en los residuos sólidos urbanos en un vertedero durante el proceso de biodegradación. *Jóvenes En La Ciencia*, **3**, 315–320.
- Greenpeace, A. (2004) Resumen de los impactos ambientales y sobre la salud de los rellenos sanitarios. *Mayo De*.
- Hernández-Berriel, M., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Lima-Morra, R., Eljaiek-Urzola, M., Márquez-Benavides, L., Buenrostro-Delgado, O. (2016) Generación y composición de los residuos sólidos urbanos en América Latina y El Caribe. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **32**, 11–22.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. (2012) What a waste: a global review of solid waste management.
- Köfalusi, G. K., Aguilar, G. E. (2006) Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaceta Ecológica*, (79), 39–51.

- Lindao, D., Quisnancela, E. (2015) Aprovechamiento y potencial energético de los desechos sólidos urbanos generados en el cantón Guayaquil. In *Congreso de Ciencia y Tecnología ESPE*, **10**, 95–101.
- López Fabara, L. D. (2011) Diagnóstico caracterización y propuesta de tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Ambato, Tesis de pregrado, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Disponible en: <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/3952>
- Mejía, C. A. Z., Gil, V. H. G. (2015) Análisis de la producción de lixiviado y biogás bajo condiciones de extracción activa. *Ingenium Revista de La Facultad de Ingeniería*, **16**(31), 9–23.
- Orobio, P., Alexis, B. (2014) Producción de metano a partir de la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal.
- Pancho- Echeverría, F. J. (2015) Optimización del relleno sanitario mediante el aprovechamiento del biogas, en el cantón Guayaquil. Bachelor's thesis, Universidad de Guayaquil. Facultad de Ingeniería Industrial, Ecuador.
- Santibañez-Aguilar, J. E., Martínez-Gómez, J., Ponce-Ortega, J. M., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., González-Campos, J. B., El-Halwagi, M. M. (2015) Optimal planning for the reuse of municipal solid waste considering economic, environmental, and safety objectives. *AIChE Journal*, **61**(6), 1881–1899. doi: <https://doi.org/10.1002/aic.14785>
- Scharff, H. (2014) Landfill reduction experience in The Netherlands. *Waste Management*, **34**(11), 2218–2224. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.019>
- Soliz, M. F. (2015). Ecología política y geografía crítica de la basura en el Ecuador. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (17), 4–28.
- Windows, M., Corporation, M., Hori, K., Sakajiri, A. (2019) *Waste Atlas*. Retrieved from: <http://www.atlas.d-waste.com/>
- Yang, L., Chen, Z., Zhang, X., Liu, Y., Xie, Y. (2015) Comparison study of landfill gas emissions from subtropical landfill with various phases: A case study in Wuhan, China. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **65**(8), 980–986.
- Zúñiga, M. E. G., Recalde, M. F. S., Fuentes, J. A. P. (2015) La producción de biogás por degradación de abono orgánico como alternativa de energía en Ecuador. *Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible*, **1988**, 5245.



# REVISTA AIDIS

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

## POPULATION SUPPORT FOR MAKING AN URBAN AREA AND ITS TRANSPORT SYSTEM RESILIENT AGAINST FLOODING

Cilio José Volce <sup>1</sup>  
Daniela de Castro Soares <sup>1</sup>  
Manuela Fontenele Velasco <sup>2</sup>  
Heliana Barbosa Fontenele <sup>1</sup>  
\* Carlos Alberto Prado da Silva Junior <sup>1</sup>

Recibido el 24 de mayo de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

### Abstract

*The main objective of this research was to evaluate the population's support for a project to make resilient an urban area and local transportation system that are subject to flooding. To develop the study, a conceptual project was created that represented a solution to avoid flooding in the aforementioned area. This conceptual project was presented to a group of interviewees for their appraisal. A multiple choice questionnaire was utilized to capture the interviewees' perceptions about the proposal, as well as their opinions about the possibility of financially supporting the project. For this specific case study, the results indicate that the citizens would financially support the project. Yet, this support would be primarily in the form of volunteer work that would need to be converted into monetary resources. Beyond this, the interviewees were able to express their opinions and concerns about the proposal which was presented in the form of a conceptual project.*

**Keywords:** resilient; flooding; urban area; transport system.

<sup>1</sup> Civil Construction Department, Londrina State University, Brasil.

<sup>2</sup> Florida International University, USA.

\* *Autor correspondal:* Departamento de Construção Civil, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina - UEL. Rodovia Celso Garcia Cid - Pr 445 Km 380, – Cidade Universitária, Londrina, Paraná. 86057-970. Brasil. Email: [cprado@uel.br](mailto:cprado@uel.br)

## Introduction

Due to a series of climate events, badly designed or unfinished hydraulic works, sociopolitical and environmental issues, many urban areas have suffered the consequences of flooding. These floods can cause economic-financial and social damages and reduce mobility and accessibility in various places in a city. Moreover, they can cause losses in real estate, durable, and semi durable goods for populations in general, but especially for those with low income. Additionally, floods cause productivity losses in commercial, industrial, and service sectors. On these questions, there is the possibility of transforming these vulnerable areas into resilient locations. From there, one can generate a better quality of life, reduce generalized costs resulting from flooding, and ensure citizen participation in the solution to these urban problems.

The concept of resilience applied in cities can be understood as a way to reduce or avoid impacts on the lives of the population and urban infrastructure. This way, guaranteeing the reestablishment of normalcy in vulnerable areas as quickly as possible can contribute to achieving more fair and sustainable cities. Therefore, in a scenario where many mayoral administrations do not have the resources necessary to invest in infrastructure construction to manage water resources and guarantee resilience to flooding in urban areas, the objective of this research was to evaluate the financial support of the population in relation to a project that could make an area that suffers from flooding resilient. This support involves participation in decisions and financial support for the project to avoid inundations that occur in a cushioning basin, in the urban area, called Aterro do Lago Igapó II, in the city of Londrina -PR.

To accomplish this, a proposal was made in the form of a conceptual project. This project represented a conceptual solution to increase the volume of the easement basin of the Aterro do Lago Igapó II. This way, there was a possibility of accumulating a larger volume of water when there was an increase of overflow from the main river of the hydrological basin of the study location. This study justifies itself by the necessity of investigating alternatives to improve the city's recuperative capacity after it suffers strong natural pressures that cause economic and social damages. Beyond that, it seeks to amplify the discussion and knowledge about the concept of resilience applied to cities, on the point of view of damages and homes and for systems that can guarantee accessibility and urban mobility.

## Resilience: floods and urban mobility

The floods that can occur in the urban area are recurring problems and with difficult solutions. Decina and Brandão (2016) highlight that soil use regulation as a preventative approach can result in more efficient solutions against the effects of inundations. Due to this, these authors argue that it is important to consider drainage of the hydrological basin before the process of occupying the urban area, because this would be possible to plan the compatibility of soil use with the hydrologic cycle in the region.

The last few decades, the concept of resilience in the urban space has been discussed and applied. This way, the consensus appears to be that a resilient urban area would be capable of suffering habitual pressures, natural events or unusual ones provoked by human beings, but during these pressures and after the event is over the region will continue to develop its functions normally or with little social and economic impact.

The various rivers and hydrological basins that are not contained in urban areas can provoke inundations and cause interruptions, for example in transport systems that are in the coverage area for these hydrologic resources. Leobons et al. (2017) highlights that urban resilience applied to transport systems is directly related to mobility and the forms to avoid possible collapses of these systems. These collapses, according to the authors, can be related to the impossibility of movement for people and possessions, and the unfeasibility of promptly resetting the flux of trips.

Because of this, it can be inferred that resilience in transport and mobility systems against interruptions caused by flooding in urban areas can be related to a region's capacity to accommodate and avoid letting the additional volume of overflow from rivers and streams reach these systems that guarantee movement to people and cargo throughout the city. Due to this, the implementation of infrastructure in strategic locations and ones with recurring flooding problems can guarantee permanent activity for the transport systems, even during events that cause overflow in catchment areas that cut through urban zones.

#### Catchment basins

An increase in volume of water caused by strong local rains or in regions influenced by catchment areas can provoke floods that complicate or impede the movement of people and goods in various urban areas. This causes socioeconomic difficulties and damages for affected populations. Because of this, according to Leobons et al. (2017) it is necessary to create strategies to maintain mobility in urban transport paths and make resilient areas subject to events that could cause interruptions to the transport systems.

There are at least two types of measures that can be implemented to control and prevent flooding, according to Decina e Brandão (2016): i) structural measures and ii) non-structural methods. The structural methods generally involve engineering works and resulting costs. Now the non-structural or operational methods can comprehend the systems of alert, zoning, insurance against loss of capital, etc. Still according to Decina e Brandão (2016), these measures should be compatible in the urban planning process to avoid the certain and possible socioeconomic losses for a given urban area.

Between the methods considered structural, one can cite the aforementioned catchment basins. According to Nascimento et al. (1999), the utilization of these basins can contribute to reducing the implementation costs of plumbing and macro storm drainage works. Beyond this, when

properly implemented and maintained, these basins can reduce pollutants from runoff solid material and enrich the landscape of the urban space through sport and leisure activities.

From the operational point of view, a catchment basin is considered a structural measure. It possesses the function of provisionally storing storm water and sending that water in a controlled way to a drainage system. Moreover, due to appearing dry or useless for a majority of the time, these basins can be used as areas for leisure and/or sports. Yet, it is important to guarantee their permeability to allow rain water to infiltrate more quickly during rainy days (de Souza Bragança, 2016).

This way, growing urbanization and the inefficiency of urban planning has provoked increasing impermeability in cities' soils. This generates an increase in surface runoff that causes increasing amounts of flooding due to the diminishing infiltration of rain water. The areas most affected by this flooding are valley floors (Coura e dos Santos, 2016). On the other hand, there are often important transport systems implanted on these valley floors that allow for the generation of interaction between moving people and goods with the city. For the specific circumstance of this research, the location of the study involves the region of a valley floor that includes the aforementioned Aterro do Lago Igapó de Londrina. The region is comprised by diverse transport systems that generate mobility, while still being a space for leisure and sports.

#### *Consequences of the lack of resilience in the urban zone*

The urban area or the city space, in the recent decades of the 20th century and in the beginning of the current century, has proved to be the preferred life stage of human beings. According to Jacobs (2011), the city has to be the place where people can satisfy their everyday and specific needs. Still, it is necessary to guarantee permeability for people throughout the urban fabric and the diverse subcultures that live in the different locations of the city. The city of Londrina possesses a couple well-defined commercial and administrative regions, locations for leisure and cultural dissemination, that were inherited from the diverse populations that have constructed this important city in the southern part of Brazil.

On the other hand, the mobility that can guarantee movement through various neighborhoods and regions of the city needs to be better planned and maintained by public managers. An example of this is the region of the Aterro do Lago Igapó which, like many valley floors in other Brazilian cities, has suffered in a recurring way from flooding problems and resulting damages to socioeconomic activities developed in the various properties in that location, much like accessibility and mobility problems due to interruptions to the transport systems that generate interaction with the city.

In a study about the region of Lago Igapó, De Bortolo e Fresca (2011) characterizes the location as a public space with functions for practicing sport and leisure, frequented by middle class and

upper middle-class individuals, as well as around it there are residential and nonresidential properties with big commercial value. These properties attract a large number of people, due to the possibilities of satisfying daily and specific necessities from the point of view of housing, commerce, services, leisure, and relaxation.

According to De Bortolo (2010), it is the state's role to guarantee and promote, as a public agent, the urban space of the city. This guarantee needs to include the valorization, implementation, manufacturing, and requalification of regions, like for example the Aterro do Lago Igapó II and its surroundings. Yet, according to Larocca et al. (2017), in periods of intense rains, the Aterro do Lago Igapó II and its surroundings have suffered from floods and inundations. According to these authors, the floods and inundations can cause consequences for the urban environment, such as: proliferation of water diseases, if the path of the water is polluted; reduction in commercial property value; damages for road infrastructure (paved roads); loss of vegetation and of landscape quality.

#### *Consultation and support of the population for projects in the urban area*

In Brazil, it is uncommon for the urban population to be consulted about the implementation or modifications of infrastructure in the city environment. Many times, infrastructure in general is implemented or modified without acknowledging with the important role that the residents' perception could play for the creation or adaptation of the city environment. Participate Melbourne (2017), Ricieri et al. (2017) e Gomes (2018) present the notion of a conceptual project as a tool to establish a dialogue between the public manager and the population in relation to the proposals of implementation and/or improvement of urban transport systems. Jacobs (2011) highlights that a city is an immense laboratory of trial and error, failure and success in respect to urban planning, project, and construction. Still according to this author, there is no way to identify that a solution about to be adopted will work without first knowing the location and the people that will suffer the impacts of what is being proposed.

Another issue that has had a strong impact on the possibility of improvements in the urban area is the scarce resources for projects, construction, and maintenance. Jacobs (2011) relates that volunteer work from residents and their relatives can help in the processes of construction and maintenance in cities. According to Cradock et al. (2018), the population's support for works to control flooding contributed to make a determinate urban area resilient. This author demonstrated that the support of people was significant and involved, especially those residents that already utilized the installations where there will be infrastructure alterations. Long et al. (2018) developed research to provide evidence that there would be public support for efforts to increase access to drinking water in schools and public parks. This way, it appears that it is possible to voluntarily and financially pledge the local population with proposals to turn urban areas resilient to diverse natural pressures or those provoked by human beings.

## Methods

The research was developed with reference to the inundations in the region of the Aterro do Lago Igapó II in the city of Londrina-Paraná. For this, there were analyzed diverse consequences of the floods in the region created to public and private patrimony, and accessibility and mobility of those that use the surroundings of the Aterro do Lago Igapó II to live, work, and practice their recreational activities. For this, a solution was developed to make the infrastructure resilient to inundations or floods in the region of influence of the hydrologic basin of the Ribeirão do Cambé.

To adapt infrastructure in the study location, a proposal was developed in the form of a conceptual project like Participate Melbourne (2017), Ricieri et al. (2017) e Gomes (2018). This project was presented to the interviewees through a graphic representation printed on A4 paper with all the steps necessary to construction of catchment basin and with a photograph of the flooded study site. The proposal presented is to increase the size of the catchment basin of the Aterro do Lago Igapó II. For this, the filled land would have its current elevation lowered a sufficient level to accommodate larger volumes of water due to the increase in flow rate of the Ribeirão do Cambé. This lowering of the elevation of the filled land would be done basically by excavation and reconstituted of the embankment bed. The excavations followed the technical and environmental norms in force in Brazil. Beyond this, all the current equipment for practicing recreational activities would be reinstalled in the new embankment. Other improvements could also be suggested and implemented according to how the conceptual project was evaluated by the community that currently uses the Aterro do Lago Igapó II and by the public managers responsible for the proposal.

After the development of the conceptual project, an electronic questionnaire was created to capture the perception of a sample of the population that lives and frequents the region of the research location. The questionnaire was of the closed type with multiple choice questions and also contained an open and optional question, where the interviewees could explain the reasons for their position in favor or against the proposal presented and other considerations that they considered important. The content of the questionnaire was divided into three parts: i) perception about the developed conceptual project; ii) methods of supporting the project; and iii) information about the socioeconomic profile of those interviewed. Starting with those two tools, three interviewers did 30 interviews during a Thursday during the month of May 2018 during the period of 4:30 p.m. to 6:30 p.m. in the region of the Aterro do Lago Igapó II. The interviewed sample is part of the population of frequenters of the place of study. Thus, the selection of respondents was carried out using the convenience sampling, that is, people who were at the location during the period in which the interviews were conducted, were invited to contribute to the research. This amount of interviews represents 14.5% of the hourly average number of people using the embankment of Lago Igapó. This percent was estimated based on research previously done during a workday and a Sunday. From the count during those days, it



was estimated that the average of users of the Aterro do Lago Igapó II is 206 people per hour. In the sequence, this information was organized and analyzed to generate some of the results and conclusions for this study.

## Results and discussions

The results of this research are presented in this section according to the following order: characterization of the study location; socioeconomic profile of those interviewed and the responses to the electronic research questionnaire.

### Characterization of the study location

This research was developed in the city of Londrina- Paraná, which according to IBGE Cidades (2017), possesses a population estimated at 558,439 inhabitants. The city suffered from various problems due to flooding during these last eight years and the region of the Aterro do Lago Igapó II was seriously hit. Thus, this region was considered to develop a project that makes it resilient to flooding and consequently does that for the property and transport system. The research location can be classified as mostly residential, but it includes commercial activities and services, such as: gyms; diverse types of offices; bars; restaurants; small retail stores in general and a medium-sized hospital. In Figure 1, there is a representation of the research location.



Figure 1: Location of the study representing the bodies of water, the embankment and the surrounding roads.

In this area, there is installed equipment for practicing sports and leisure activities. The surrounding of the embankment is bound by Rua Professor Joaquim de Matos Barreto and Rua Bento Munhoz da Rocha Neto, the two rotatories that link the avenues Maringá and Ayrton Senna and Rua Prefeito Faria Lima. That road is an important link between the center of the city and the campus of Londrina State University (UEL). This system of routes, when interrupted by flooding, reduces accessibility and mobility for people who live and travel around the Aterro do Lago Igapó II. In Figure 1, there is a representation of the research location. In Figure 2, there is a view of the Rua Professor Joaquim de Matos Barreto, starting from the Avenida Maringá.



**Figure 2:** Aterro do Lago Igapó on the left, bicycle paths, road and properties that are generally affected by inundations.

### Socioeconomic profile of those interviewed

There were 30 people interviewed in the region of the Aterro do Lago Igapó II during time of the field research. Based on the count made on a Sunday and a working day, the average hourly population is 206 visitors to the embankment in the city of Londrina, so the number of interviews represents 14.5% of this population. Table 1 has the data on the age range and Table 2 has data of income bracket of interviewees. It can be observed that the largest group of interviewees belongs to the age range of 15 to 25 years old. This reinforces the function of the embankment as a place to practice sport and leisure. On the other hand, since the research was done during work hours during a weekday, it could be possible that the presence of people in older age groups is reduced.

**Table 1.** Information about the age range of those interviewed.

Variable	Values					
Age group (Years)	< 15	15 to 25	26 to 35	36 to 45	46 to 55	> 55
	0.00%	33.33%	26.67%	20.00%	13.33%	6.67%

**Table 2.** Information about the income bracket of those interviewed

Variable	Values					
	< 1	1 to 3	3 to 5	5 to 10	>10	Unknown
Income bracket (Minimum wage)	13.33%	16.67%	30.00%	23.33%	13.33%	3.33%
	4	5	9	7	4	1

#### Perception of those interviewed in relation to the conceptual project

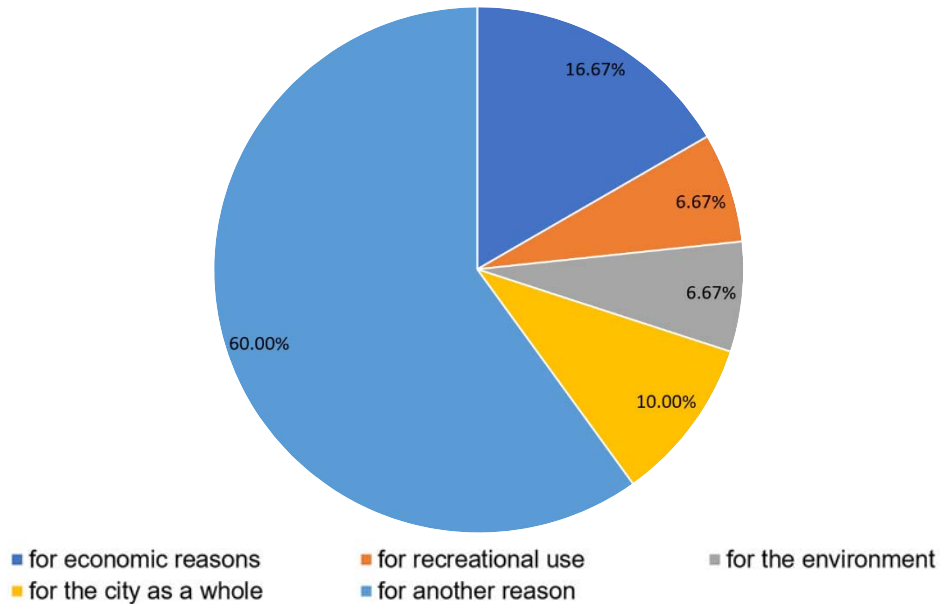
One of the main problems caused by inundations that occur in the area of the Aterro do Lago Igapó II are the interruption of vehicle traffic in the surrounding road system and the flooding of property located on the edges of the embankment.

Figure 3 shows the reasons why respondents were in favor of the proposal presented. It is noted that people are concerned with solving the problem for economic, environmental reasons, the recreational use of the area and the generation of benefits for the city as a whole. The item related to other reasons contained a blank gap so that respondents could portray their specific reasons. Through this item, mobility and accessibility problems were mainly pointed out, due to the fact that the interviewees lived near the Aterro do Lago Igapó II region. These problems can cause financial damages of various forms, such as: loss of productivity at work; property damage by inundations and damage to durable and semi-durable goods.

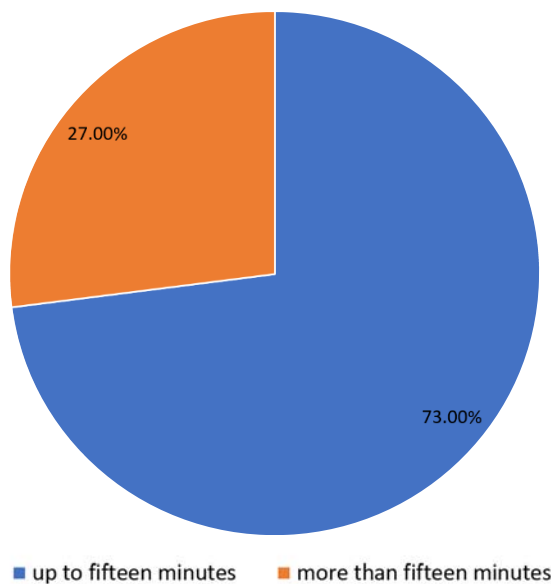
To support the fact that the interviewees resided in the region of the Aterro do Lago Igapó II, one can see in Figure 4 that the majority of them declared that they spend less than 15 minutes traveling on foot from their origin to the region of the embankment.

Despite accepting the proposal to increase the volume of the catchment basin of the Aterro do Lago Igapó II and of the potential benefits resulting from this project, the interviewees showed they were worried about the time duration of the work. Even though there was no stipulated span of time to execute the work of increasing the volume of the catchment basin. The interviewees justified this worry with the fact that the work would interrupt their recreational activities in the area of the embankment and the frequency of use of the location by the interviewees.

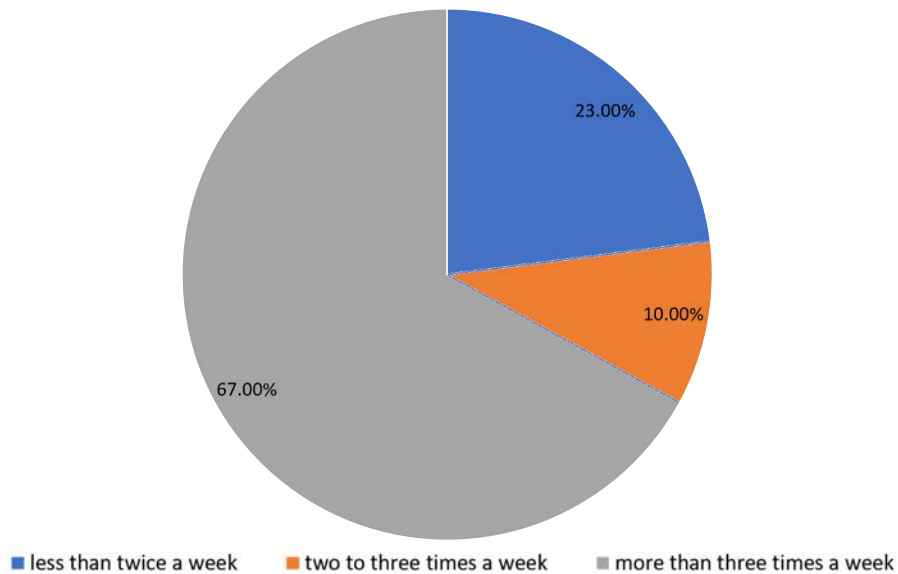
In Figure 5, one can see that 67% of the interviewees use the embankment more than three times a week.



**Figure 3.** Motivation for why those interviewed were in favor of implementing the project to increase the volume of the catchment basin of the Lago Igapó.



**Figure 4.** Travel time for those interviewed to get to the region of the Aterro do Lado Igapó II.

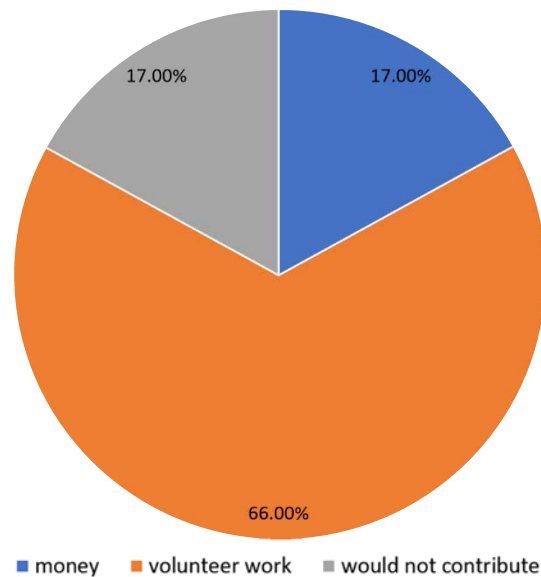


**Figure 5.** Frequency of use of the Aterro do Lago Igapó II by those interviewed.

On the other hand, some argument and proposals were also presented by the interviewers to the people responding to the questionnaires to support the importance and benefits of the work, such as: i) direct and indirect benefits in the reduction of various damages caused by inundations of property, to economic activities around the location and to transport and mobility systems; ii) possibility of community participation in decisions about the project according to the idea of a conceptual project presented by Ricieri et al. (2017) and Participate Melbourne (2017), since they would be supporting the proposal by financial and volunteer citizen methods; iii) realize the work in stages; and iv) provide nearby alternative locations to the embankment to maintain the recreational and leisure activities.

It is worth mentioning that some of the interviewees exposed, in the open question, a level of concern in relation to the time of interruption of the embankment due to the execution of the work. One interviewee does a social volunteering project in the sporting grounds on the embankment. He showed that he is very worried about this social activity being stopped because the developed social project serves diverse children and young people. Thus, the research and the use of the conceptual project allowed these people to express and demonstrate their expectations and perceptions in respect to this public space. Beyond this, allowing public managers to preview problems and present possible solutions to continue the social project and the proposal to make the region of the Aterro do Lago Igapó II resilient. The citizen that participates in the social project was in favor of the conceptual project presented by the researchers because he understands this would improve the region around the embankment.

One of the main difficulties to solve problems in urban areas at present is the lack of financial resources to execute the work. The interviewees were asked if they would be willing to financially support the proposal to increase the volume of the catchment basin of the Aterro do Lago Igapó II. According to Figure 6, the majority of interviewers would support the project in the form of volunteer work, in other words, 66% of interviewees. Beyond that, 17% were willing to contribute directly with money and 17% would not contribute.



**Figure 6.** Way in which interviewees were willing to support the project.

Due to the fact that a majority of the interviewees indicated they would contribute with volunteer work and since the work would involve technical civil engineering services, the interviewees were asked how the volunteer work could be done. Thus, they presented some ways to convert volunteer work into financial resources: educational campaigns and events in the very area of the lake embankment.

These campaigns would involve awareness for the population that uses the region of the Lago Igapó II through educational endeavors. These educational actions could be realized through traditional media (newspapers, radios, and television) and social media (Facebook, Twitter, Whatsapp). The financing of actions in the traditional media would be through the support of the companies doing the project. The events in the area of Aterro do Lago Igapó II already happen and are highly praised by the population of the city. Various events could be organized and operated to raise funds through symbolic and voluntary payment to shows, fairs, cultural and sport activities that would involve local and regional attractions.

Between the motivations cited by the interviewees to not contribute were: high tax costs in general; not agreeing with the policies of the current municipal government; not agreeing with current national and state policies; and there are lots of financial resources diverted by corruption. Between the motives cited by those that supported the project financially and in the form of volunteering are: the importance of not interrupting the road system for socioeconomic activities in the city; preserving the environment; improving the city and/or the Aterro do Lago Igapó II from the collective point of view, since people would be united to reach a common goal.

### **Final considerations**

Although the sampling technique selected for this study was convenience sampling, important considerations could be made about the universe studied. Therefore, for the specific case of this study, it was possible to prove that the inundations occurring the past few years have caused economic damages, reduction in accessibility and mobility for the population that lives, works, and frequents the region of Aterro do Lago Igapó II in Londrina. According to the responses to the questionnaire, all the interviewees said they were in favor of completing the project to increase the size of the catchment basin of the lake embankment. Beyond that, it was possible to indicate that the majority of the interviewees were favorable to the project for socioeconomic reasons, essentially, they work or live around the area. This can be proven by the fact the majority of participants in the study reside near the lake embankment, since most indicated their travel time is no more than 15 minutes on foot.

Even though all the interviewees were in favor of the project, there are worries about the interruption of the location's utilization. The main argument for the interviewees is in the extended amount of time the work could take, despite not having stipulated during the interviews a span of time in which the work would be executed. According to the interviewees there would be damages, primarily, to recreational activities and sports that are done daily at the lake embankment. This worry was justified by the history of delays in other revitalization and adequacy projects of some equipment that make up the embankment, such as: sand courts; wood bridges; benches; recreational tables, etc.

In relation to the financial support for the project that could make the region resilient, the majority of interviewees agree with contributing through volunteer work. There is a group that would contribute with money and another group of the same percentage that would not contribute. The most often recurring justification to not contribute to the project is related to the perception that the city mayor's office already accrues too much in taxes and thus should fully finance the work. From the interviewees willing to contribute with volunteering, the following observation can be made: since it regards a civil engineering job, mainly moving a significant volume of soil, the volunteer work would have to be comprised of educational campaigns and

fundraising events. The campaigns would be done throughout the city through traditional and social media and the events could take place on the lake embankment itself. Both the educational campaign and the events would serve to explain and demonstrate the final goal of making the area resilient, as well as fostering this kind of action in other places in the city. Those who use the location and citizens will also be able to note the importance of making resilient the property and road systems around the lake embankment. Thus, financial support for the project, primarily in the form of volunteer work, could guarantee the frequency of population to the lake embankment to realize their economic and/or recreational activities.

### Acknowledgements

*The authors thank to Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Londrina State University (Universidade Estadual de Londrina) for the support in the form of the availability of its infrastructure for the completion of this study and those interviewed that contributed through their perception and time to the realization of the field research.*

### Bibliographical references

- Coura, C. L., Dos Santos, D. (2016) Propostas de Soluções para os Problemas de Enchente na Rua Delfim Moreira, Localizado no Bairro Medicina em Itajaú-MG. *Revista Univap*, **22**(40), 191.
- Cradock, A. L., Barrett, J. L., Chriqui; J. F., Everson, K. R., Goins, K., Gustat; J., Heinrich, K. M., Perry, C. K., Scanze, M., Schmid, T. L., Tabak, R. G., Meyer, M. R. U., Valko, C. (2018) Driven to support: individual-and county-level factors associated with public support for active transportation policies. *American journal of health promotion*. **32**(3), 657-666.
- De Bortolo, C. A. (2010) A produção de um Espaço Público e os Agentes Produtores da Cidade: o Caso do Lago Igapó em Londrina-PR. *Geop UERJ*, **2**(21), 287-311.
- De Bortolo, C. A., Fresca, T. M. (2011) Produção e Apropriação de Espaço Livre Público: Lago Igapó em Londrina-PR. *Revista Geografia da América Central*, **2**, 1-15.
- De Souza Bragança, L., Da Fonseca, L., Da Hora, M. A. G. M. (2016) Integração entre Medidas de Controle de Enchentes e o Aproveitamento Social Urbano do Rio Jacaré - Município do Rio de Janeiro. *Labor e Engenho*, **10**(4), 357-368.
- Decina, T. G. T., Brandão, J. L. B. (2016) Análise de Desempenho de Medidas Estruturais e Não Estruturais de Controle de Inundações em uma Bacia Urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. **21**(1), 207-217.
- IBGE-CIDADES (2017) *Dados sociodemográficos do município de Londrina-Paraná*. Acessado em 01 de junho de 2018, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/londrina/panorama>
- Gomes, H. (2018) Projetos conceituais como ferramenta para integrar a opinião dos usuários ao planejamento de transportes. Dissertação de Mestrado. UEL - Universidade Estadual de Londrina. Londrina.
- Jacobs, J. (2011) *Morte e vida de grandes cidades*. 3ª edição. São Paulo: Editora WMF Martins Fontes.
- Larocca, A. G., Cardoso, C., De Angelis, B. L. D. (2017) O Impacto da Ocupação de Fundo de Vales em Áreas Urbanas. Estudo de Caso Lago Igapó Londrina-PR. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, **5**(30), 52-54.
- Leobons, C.M., Campos, B.G., Bandeira, R. A. M. (2017) O Conceito de Resiliência aplicado a Sistemas de Transportes. *Anais do XXI Congresso de Pesquisa e Ensino em Transportes, ANPET, Recife*, **1**, 1-12.





- Long, M. W., Gortmaker, S. L., Patel, A. I., Onufrak, S. J., Wilking, C. L., Cradock, A. L. (2018) Public Percepiton of Quality and Support for Required Access to Drinking Water in Schools and Parks. *American Journal of Health Promotion*, **32**(1) 72-74.
- Nascimento, O., Baptista, M. B., Sperling E. (1999) Problemas de Inserção Ambiental de Bacias de Detenção em Meio Urbano. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, *20 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental*, **3**. ABES, 1-9.
- City of Melbourne (2017) *Participate Melbourne: Streetscape Improvements Program*. Acesso em 2 de junho de 2018, disponível em: <http://participate.melbourne.vic.goau/streetscapes>
- Ricieri, M. G., Fernandes, C. M., Gomes, H., Fontenele, H. B., Prado da Silva Junior, C. A. (2017) Análise de duas alternativas de transporte por meio do planejamento participativo. *Anais do XXXI Congresso Nacional de Pesquisa em Transporte da ANPET, Recife*, **1**. 1-10.



# REVISTA AIDIS

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

## CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS PARA LA PRODUCCIÓN DE COMPOST

\* Myrian Elisabeth Barrionuevo<sup>1</sup>  
Liliana Beatriz Flores<sup>2</sup>  
María Claudia Dussi<sup>2</sup>

### CHARACTERIZATION OF AQUATIC MACROPHYTES RESIDUES FOR COMPOST PRODUCTION

Recibido el 28 de mayo de 2019; Aceptado el 4 de mayo de 2020

#### Abstract

*Around the world aquatic plants are considered weeds because they cause serious inconveniences for navigation, fishing and recreational tourism activities; however, there is evidence that can be used in the production of fertilizers, as food for livestock or in the decontamination of water, among others. In Pellegrini Lake (Río Negro, Argentina 39°LS) the proliferation of macrophytes due to the high nutrient contents of water, deserves the attention of the inhabitants, authorities and researchers. The objective of the work was to generate qualitative and quantitative information on the quantity and characteristics of plant residues coming from the cleaning of Pellegrini lake coasts for the production of compost and to submit the material to the composting process in a mixture of 60% remains of plants aquatic and 40% of chicken manure. The results showed that it is a material with good structuring properties and that it is necessary to continue evaluating in mixtures with other materials, but that it is necessary to deepen the studies on the presence of heavy metals in the vegetable remains prior to their use in agricultural activities.*

**Keywords:** aquatic plants, compost, Pellegrini Lake.

<sup>1</sup> Instituto de Investigación y Desarrollo para la Agricultura Familiar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

<sup>2</sup> Grupo Estudios de Sustentabilidad en Agroecosistemas Frutihortícolas, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad nacional del Comahue, Argentina.

\*Autor correspondiente: Instituto de Investigación y Desarrollo para la Agricultura Familiar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Auto vía 22 s/n. Colonia San Francisco. Plottier, Neuquén. 8316. Argentina. Email: [myrianbarrionuevo@gmail.com](mailto:myrianbarrionuevo@gmail.com)

## Resumen

Alrededor del mundo las plantas acuáticas son consideradas malezas debido a que causan serios inconvenientes para la navegación, la pesca y las actividades turísticas recreativas; sin embargo, existen evidencias que pueden utilizarse en la producción de enmiendas orgánicas, como alimento para el ganado o en la descontaminación del agua, entre otros. En el Lago Pellegrini (Río Negro, Argentina, 39°LS) la proliferación de macrófitas debido a la alta carga de nutrientes del agua, merece la atención de los pobladores, autoridades e investigadores. El objetivo del trabajo fue generar información cualitativa y cuantitativa sobre la cantidad y características de los restos vegetales provenientes de la limpieza de las costas del Lago Pellegrini para la producción de compost y someter el material al proceso de compostaje en una mezcla de 60% restos de plantas acuáticas del lago y 40% de gallinaza. Los resultados mostraron que se trata de un material con buenas propiedades estructurantes, que es necesario seguir evaluándolo en mezclas con otros materiales pero que es preciso profundizar los estudios sobre la presencia de metales pesados en los restos vegetales previo a su utilización en actividades agrícolas.

**Palabras-clave:** Compost, Lago Pellegrini, plantas acuáticas.

---

## Introducción

El lago Pellegrini en la provincia de Río Negro, Argentina, posee algunas características que favorecen el proceso natural de eutrofización por tratarse de un embalse artificial cerrado con un único afluente y ningún efluente. En efecto, el bajo caudal, los aportes de material por erosión de las costas, la presencia de bentonita sódica abundante en la zona y el alto contenido de carbonato de calcio existente en el agua tienen una gran influencia sobre: los nutrientes, la producción primaria, la población de algas y el gran desarrollo de macrófitas (plantas vasculares, briofitas y macroalgas). Este proceso se ve agravado por la actividad humana a través del vertido de aguas residuales provenientes de los drenajes domésticos de la villa ubicada en la península Ruca Co, de los desagües rurales procedentes de localidades aledañas y del afluente Arroyón que incrementan los niveles de contaminación del agua (Amalfi y Vernière, 2009.).

El aumento de la concentración de algunos elementos como nitrógeno y fósforo en el agua alteran el ciclo de nutrientes de los ecosistemas de agua dulce. Por esta razón, lagos, ríos y sistemas de riego y drenaje presentan diversos grados de evolución trófica, que van desde oligotrófico (pobre en nutrientes), a eutróficos (rico en nutrientes) a través de mesotróficos. Estudios realizados para conocer el estado trófico del Lago Pellegrini indican que se encuentra en un estado meso eutrófico (Amalfi 2009, Quirós, 2000) con abundante presencia de macrófitas, siendo las especies predominantes *Stuckenia pectinata* (L.) Börner Colla y *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. entre otras (DPA, 2004; Conzonno *et al.*, 1981).

Las macrófitas sumergidas como *Stuckenia pectinata* tienen importancia ecológica ya que forman parte de la red trófica del lago e intervienen de manera directa en el balance de nutrientes, de luz y de oxígeno regulando de esta manera la producción de fitoplancton (Dar *et al.*, 2014,

Jeppesen *et al.*, 2012; Scheffer, 1998). Además, son buenos bioindicadores puesto que fijan metales pesados presentes en aguas de ríos y de lagos, y pueden utilizarse para monitorear estos elementos (Casey, 2010, Peng *et al.*, 2008). Debido a esta capacidad son utilizadas en ambientes acuáticos contaminados en procesos de fitorremediación porque absorben metales pesados a través de sus partes en contacto con el agua y del fondo por medio del sistema de raíces fijado al sustrato (Krems *et al.*, 2013).

En muchas ocasiones las plantas acuáticas son clasificadas como malezas; sin embargo, es posible emplearlas como alimento para humanos y animales; a modo de fertilizante y cobertura en los cultivos y en tratamientos de descontaminación de efluentes (Jain y Kalamdhad, 2018; Wersal y Madsen, 2012; Eyra y Rostagno, 2012; Ndimele *et al.*, 2011; Caro Lara *et al.*, 2009; Sanabria, 1995). Por otra parte, en ambientes disturbados como el del lago Pellegrini, las macrófitas crecen en las costas y hasta en las partes más profundas del mismo brindando alimento y refugio a la fauna local; pero esta cantidad de masa vegetal genera una serie de inconvenientes económicos tanto dentro como fuera del lago y representa un problema para el desarrollo de actividades productivas (piscicultura), turísticas y recreativas (Dar *et al.* 2014; Tur, 1982).

En la costa del lago Pellegrini, el oleaje deposita el material vegetal formando largos cordones y se inicia el proceso de descomposición generando malos olores y atracción de insectos y vectores. Por otra parte, cinco operarios efectúan la extracción manual de los restos vegetales únicamente frente a la costa este de la península Ruca Co en 800 metros de costa donde se ubican las playas. La operación se realiza diariamente entrando 5 metros al interior del lago y manualmente con horquillas y palas los restos vegetales se colocan en la orilla. Estas tareas se intensifican en verano cuando aumenta la productividad de las plantas por la temperatura y debe realizarse rápidamente para evitar el contacto con el agua y la descomposición de los mismos. El trabajo de limpieza de la costa finaliza cuando todo el material vegetal se traslada a un depósito a cielo abierto donde no reciben ningún tratamiento. Asimismo, se conoce que agricultores familiares ubicados en zonas aledañas al lago, realizaron experiencias con estos restos vegetales utilizándolos como forraje, abono y en los corrales con el propósito de aprovecharlos en actividades productivas.

Según el Servicio Nacional de Calidad Agroalimentaria (SENASA, 2019) en la zona, en un radio menor a 20km del sitio de disposición final de los restos de plantas acuáticas, existen establecimientos avícolas generadores de gallinaza factible de ser aprovechada para la fabricación de compost.

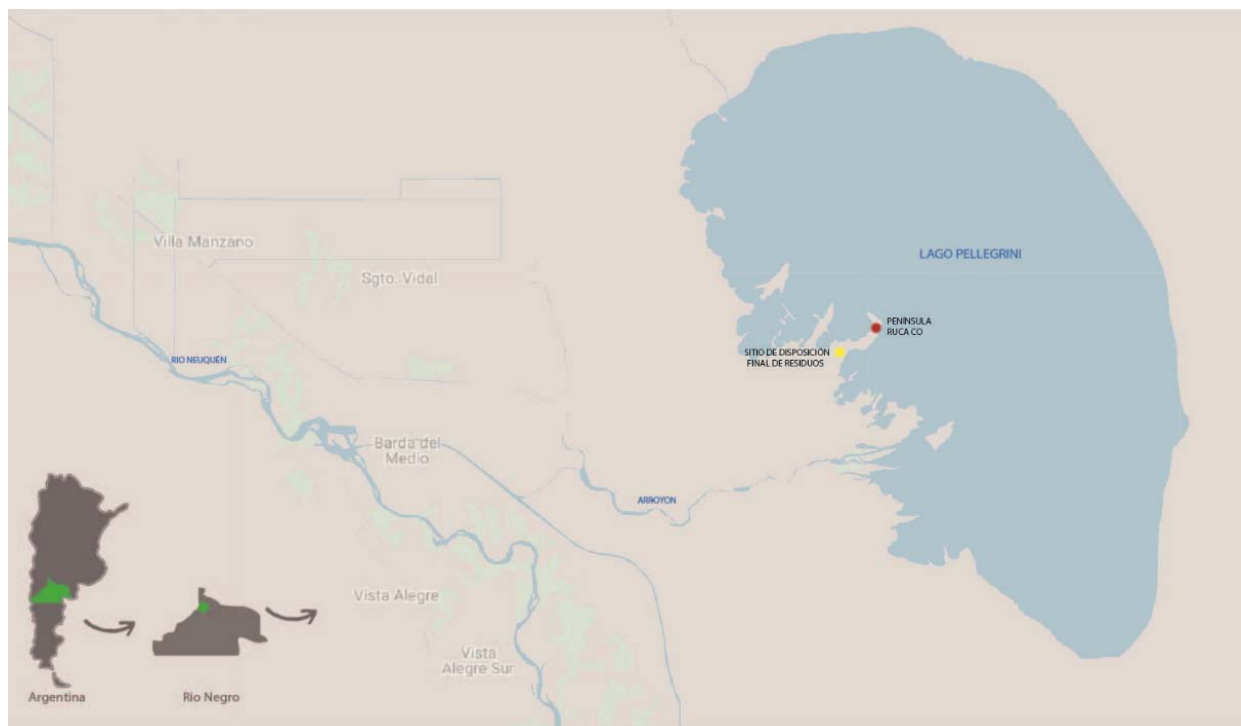
La finalidad de este estudio fue generar información cualitativa y cuantitativa sobre la cantidad y características de los restos vegetales provenientes de la limpieza de las costas del lago para la producción de enmiendas orgánicas y someter el material al proceso de compostaje mezclándolo con estiércol de gallina (gallinaza). Esta caracterización brinda herramientas que permiten la toma

de decisiones para una mejor gestión de los residuos vegetales y conocer así su uso potencial como materia prima para la elaboración de productos de interés para la agricultura familiar: compost, alimento para ganado, coberturas para suelos o producción de biogás.

### Metodología

El lago Pellegrini se localiza a 15 km de la ciudad de Cinco Saltos al NO de la provincia de Río Negro, a 270 metros sobre el nivel del mar, desde los 68° 6' a los 67° 56' de longitud Oeste y desde los 38° 36' a los 38° 46' de latitud Sur. El cuerpo de agua ocupa 112 km<sup>2</sup> de superficie; la línea de costa tiene una longitud de 69 km y la profundidad media de 9,4 metros.

Se trata de un embalse artificial formado con agua proveniente del río Neuquén; ocupa una depresión natural de origen eólico vinculada con la evolución del valle del río Negro, que constituye la parte más baja de un área más extensa conocida como Cuenca Vidal. Posee un solo afluente llamado Arroyón y ningún efluente. El desviador de aguas se encuentra en el Dique Ballester sobre el río Neuquén, inicio del sistema de riego del Alto Valle del río Negro. A orillas del Arroyón viven familias dedicadas a producción de pasturas, huerta, granja y aromáticas (Sheridan y Calí, 2010). La parte urbanizada en cambio se encuentra en la costa este de la Península Ruca Co (38° 42'0" S, 68° 1'41.16" O), como se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Mapa de localización del lago Pellegrini, provincia de Río Negro Argentina.

El muestreo de material se realizó en los depósitos de restos vegetales hallados sobre la costa con los que se conformó una muestra compuesta en aproximadamente 800m de costa donde se realiza la operación de limpieza, en la villa ubicada en la península Ruca Co. No se discriminó entre los restos vegetales acumulados por el oleaje y aquel extraído manualmente producto de la operación de limpieza que realiza el municipio debido a que ambos reciben el mismo tratamiento. El procedimiento consistió en caminar a lo largo de la costa tomado una submuestra de aproximadamente 1 kg a 15cm de profundidad de los montículos encontrados en la trayectoria y en el caso de las pilas una sub muestra cada 5m de recorrido. Luego se mezclaron, homogeneizaron y se tomaron 3 muestras de 1 kilo las que se enviaron al laboratorio para el análisis.

La composición volumétrica del material recolectado se calculó mediante la utilización de carretillas de 60 y 90 litros, las que posteriormente se volcaron sobre el suelo para identificar los restos. El cálculo de la composición física se estimó de manera visual (en proporción sobre el volumen total).

La densidad bruta de la muestra sólida se estableció a partir del peso de un volumen definido de muestra tal como fue recibida (TMECC, 2001). El contenido de humedad se determinó en estufa de vacío a 70°C hasta obtener peso constante.

Posteriormente se analizó el contenido de potasio, fósforo, nitrógeno, calcio y magnesio; además de pH, conductividad eléctrica y porcentaje de materia orgánica de la muestra, en el laboratorio de suelos del INTA Bariloche. La determinación del contenido de elementos potencialmente tóxicos (EPT) se realizó mediante el análisis de metales y metaloides pesados tóxicos (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, y Hg) del contenido total la muestra de restos vegetales en el Laboratorio de Análisis Químicos de la Universidad Nacional del Sur.

Para conocer de manera detallada la operación de limpieza de plantas acuáticas de la costa y estimar el volumen total de restos recolectado se realizaron 4 visitas en diferentes momentos del año al lago y al depósito donde se acopian los restos. Además, se realizaron entrevistas al encargado y a dos operarios en el lugar de trabajo para conocer la gestión de los restos de macrófitas del lago.

El ensayo de compostaje tuvo lugar en el Espacio demostrativo experimental Agroecológico (EDEA) de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad del Comahue (38°56' S, 67°59' O y 285 m.s.n.m.) en Cinco Saltos, Río Negro distante 18km del lago Pellegrini. El proceso de compostaje se realizó desde mayo a noviembre de 2016. En el mismo se mezclaron restos vegetales con gallinaza en proporción volumétrica 60% de restos vegetales y 40% de gallinaza. La gallinaza se obtuvo de un establecimiento avícola ubicado en la ciudad de Neuquén (38°57'36''S; 68°8'52''O) donde se trata en un predio distante 15km del ensayo.

El tratamiento con 4 repeticiones se realizó en composteras de madera reciclada de 1,5 m<sup>3</sup> las que se regaron con agua potable de red y se removieron 3 veces durante el proceso: a los 30, 60 y 90 días de armadas. Además se tomó la temperatura en el centro de las pilas con termómetro para compost todos los días durante los primeros 25 días (etapa termófila) y una vez a la semana los siguientes 30 días hasta lograr la temperatura estable. Al cabo de 180 días de iniciado el ensayo, se tomó una muestra de cada tratamiento y se realizó un análisis para determinar: pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N, fósforo, potasio, calcio y magnesio. Segú los protocolos de la red INTA de Laboratorios de Suelos, Aguas y Material Vegetal en el laboratorio de suelos de INTA Bariloche. El análisis de los datos se realizó mediante estadística descriptiva. Las pruebas de germinación se realizaron con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) y rabanito (*Raphanus sativus*) incubadas en oscuridad, control en agua destilada y dilución 1:10 (SENASA y SCyMA, 2019).

## Resultados

El análisis visual del material determinó que el 99% del volumen total de muestra corresponde a restos vegetales de macrófitas acuáticas mayoritariamente del género *Stuckenia pectinata* (L.) en tanto que el 1 % lo integran arena y sedimentos adheridos a las raíces, caparazones de caracoles, plumas de aves y otros elementos provenientes de las costas como colillas de cigarrillos, envoltorios de caramelos entre otros. En las Tablas 1 y 2 se presentan los resultados del análisis físico y químico del material.

**Tabla 1.** Características físicas y químicas de los restos vegetales del Lago Pellegrini sin tratar.

Parámetros	Valor hallado	Unidad
Densidad	17	g/L
Humedad	82.1	%
Materia seca	19.9	%
pH	7.5	-
CE	7.8	dS/m
Materia orgánica	62.7	%
C	36.5	%
N	1.2	%
C/N	30	-
Ca	5.6	%
K	1.2	%
Mg	0.4	%
P	0.2	%

**Tabla 2.** Contenido de elementos potencialmente tóxicos presentes en los restos vegetales del Lago Pellegrini medidos en miligramos por kilogramo de muestra seca (mg/kg) y límites según la regulación Argentina.

Metal pesado	Valor encontrado en mg/kg de solido seco	Resolución conjunta 01/2019 SENASA MAyDS	
		Clase A	Clase B
As	3.6	15	30
Cd	< 0.1	1.5	3
Cr	98.9	100	270
Cu	5.5	150	450
Hg	< 0.1	0.7	5
Ni	3.4	30	120
Pb	1.2	100	150
Zn	7.7	300	1100

*Manejo de los restos vegetales en la península Ruca Co.*

El volumen estimado de restos vegetales recolectados de la orilla del lago y obtenido en base a las entrevistas realizadas a los trabajadores municipales es alrededor de 3600 m<sup>3</sup>/año. Como se observa en la Figura 2, una vez extraídos, se los deposita en pequeños montones de aproximadamente 0.5 m<sup>3</sup> los que luego se cargan en un carro tirado por tractor hasta su depósito final ubicado cerca de la villa a unos 1.5 km de distancia (S 38° 42' 26,2" W 068° 02' 26,5") donde no reciben ningún tipo de tratamiento.

El depósito a cielo abierto tiene una superficie de 2 ha, está cercado y se accede por una tranquera que permanece cerrada al público. Según la época se observa la presencia de moscas y otros insectos. El olor varía según la época del año y el contenido de humedad del material.



**Figura 2.** Recolección manual de restos vegetales desde la orilla.



### Compostaje de plantas acuáticas con gallinaza

A partir del día 5 de realizadas las mezclas se obtuvieron temperaturas superiores a 50°C. En la Tabla 3 están resumidos los resultados del análisis del compost obtenido luego de 180 días de tratamiento. El compost no presentó olores desagradables, ni piedras ni terrones de tierra. El índice de germinación fue mayor al 60% que establece la norma de 89% para lechuga y 92% para rabanito lo que indica que se trata de un compost maduro.

**Tabla 3.** Características físicas y químicas del compost producido con 60% restos de plantas acuáticas 30% gallinaza.

Variable analizada	Valor promedio de las 4 repeticiones	Unidad
pH	7.4	-
Conductividad eléctrica	13.3	dS/m
Materia orgánica	53.5	%
Nitrógeno total	1.5	%
Relación C/N	20.7	-
Fósforo total	0.5	%
Potasio total	2.3	%
Calcio total	8.8	%
Magnesio total	0.7	%

### Conclusiones

Los restos de plantas acuáticas y la gallinaza son residuos disponibles en la zona que convenientemente tratados resuelven en parte dos problemas ambientales de las inmediaciones del lago Pellegrini.

La mezcla del residuo vegetal con gallinaza para producir compost es una alternativa de tratamiento viable, de fácil ejecución que reduce el volumen de la mezcla. Tal como sucede en otras mezclas es necesario evaluar distintos manejos o incorporar otros productos para que el compost obtenido logre una conductividad eléctrica inferior a 6 dS/m como indica la normativa vigente (SENASA y SCyMA, 2019).

Las características físicas del material vegetal proveniente del lago, indican que podría ser un buen estructurante para el preparado de las mezclas en la elaboración de compost. Por otra parte, resulta una opción para las mezclas con residuos ganaderos con relaciones C/N bajas en una región semiárida donde son escasos los desechos con alto contenido de carbono. Sin embargo, dado el contenido de cromo encontrado (98.9 mg/kgMS) sería conveniente profundizar los estudios sobre la presencia de este metal pesado en otras partes del lago y en los restos vegetales en particular previo a su uso en actividades agrícolas.

## Agradecimientos

Agradecemos a la Lic. Marina Amalfi por la predisposición para responder a nuestras dudas e inquietudes; al personal del municipio de Cinco Saltos por facilitar la información solicitada; a la Red de Agroecología y al Proyecto PRET 1281206 de INTA por el financiamiento para el desarrollo del estudio.

## Referencias bibliográficas

- Amalfi, M. (2009) Lago Pellegrini. Características limnológicas. *ProBiota*, Serie Documentos, **7**, 64pp.
- Amalfi, M., Vernière, B. V. (2009). Efectos de la eutrofización sobre la pesca en el lago Pellegrini. *Pro Biota*, Serie Documentos, **8**, 1-15.
- Casey, P.A. (2010) Plant Guide for Sago Pondweed (*Stuckenia pectinata* (L.) Böerner). USDA-Natural Resources Conservation Service, Kansas Plant Materials Center. Manhattan, KS 66502
- Caro Lara, I., Romero Otálora, Z., Lora Silva, R. (2009) Producción de abonos orgánicos con la utilización de elodea (*Egeria densa*) presente en la laguna de Fúquene. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica*, **12**(1), 91-100.
- Conzonno, V. H., Casco, M. A., Echenique, R., Labollita, R., Petrocchi, M. (1981). Estudio limnológico en el lago Pellegrini (Río Negro, Argentina). *Ecosur*, **8**(15), 153-170.
- Dar, N. A., Pandit, A. K., Ganai, B. A. (2014) Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, **14**(2), 75-81. doi <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>
- DPA. Departamento Provincial de Aguas. Provincia de Río Negro. (2004) *Red de monitoreo del lago Pellegrini*. Reporte DPA Periodo 2003-2004, 24pp.
- Eyras, M. C., Rostagno, C. M. (2012) Compostaje de algas marinas: experiencias y perspectivas. En Mazzarino, M.J., Satti, P. (Eds.) *Compostaje en la Argentina: Experiencias de calidad y uso*. UNRN-Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina, 141-160.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Sondergaard, M., Christofferson, K. (Eds.) (2012) *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (Vol. 131) Springer Science y Business Media.
- Krems, P., Rajfur, M., Waclawek, M., Kłos, A. (2013) The use of water plants in biomonitoring and phytoremediation of waters polluted with heavy metals. *Ecological Chemistry and Engineering S*, **20**(2), 353-370.
- National Research Council. (2002) Making aquatic weeds useful: some perspectives for developing countries. The Minerva Group, Inc.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., Shen, Z. (2008) Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the total environment*, **392**(1), 22-29.
- Quirós, R. (2000) La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos, 43-47.
- Sanabria, D. (1995) Efecto ecológico y fitosanitario de la utilización de plantas acuáticas, en compostaje, para el monocultivo de cebolla en la cuenca del lago de Tota. In I Congreso Internacional de Agricultura Biológica y Medio Ambiente. Santa Fe de Bogotá (Colombia), 25-27 May 1994.
- Scheffer, M. (1998) *Ecology of Shallow Lakes*. London, Chapman y Hall.
- SENASA y SCyMA. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria y Secretaria de Control y Monitoreo Ambiental. (2019) Resolución Conjunta 01/2019. Marco normativo para la producción, registro y aplicación de compost. Publicada en el Boletín Nacional del 10 de enero de 2019. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692>.
- SENASA. Servicio Nacional de Calidad Agroalimentaria. (2019) Base de datos del Registro Nacional de Productores Agropecuarios. SENASA, Centro Regional Patagonia Norte. General Roca.

- Sheridan, M. M., Calí, M. J. (2010) Pequeños sistemas de riego. Una experiencia participativa con apoyo técnico. *Fruticultura y diversificación*, **16**(63), 30-37.
- Tur, N. M. (1982) Revisión del género *Potamogeton* L. en la Argentina. *Darwiniana*, **24**(1-4), 217-265.
- Wersal, R. M., Madsen, J. D. (2012) Aquatic plants their uses and risks. A review of the global status of aquatic plants. Rome, Italy: FAO.
- Jain, M. S., Kalamdhad, A. S. (2018) A review on management of *Hydrilla verticillata* and its utilization as potential nitrogen-rich biomass for compost or biogas production. *Bioresource Technology Reports*, **1**, 69-78. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.03.001>
- Ndimele, P. E., Kumolu-Johnson, C. A., Anetekhai, M. A. (2011) The invasive aquatic macrophyte, water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solm-Laubach: Pontedericeae): problems and prospects. *Research Journal of Environmental Sciences*, **5**(6), 509-520.



# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DA COLETA SELETIVA NO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE, BRASIL

Cláudia Maria Campos de Almeida <sup>1</sup>  
\* Marcos Paulo Gomes Mol <sup>2</sup>

### EVALUATION OF THE SELECTIVE COLLECTION IN BELO HORIZONTE CITY, BRAZIL

Recibido el 28 de mayo de 2019; Aceptado el 12 de mayo de 2020

#### Abstract

*Started in the 90's, the selective collection in Belo Horizonte city (Brazil) became a reference for other Brazilian cities. The ASMARE association, first selective collection association in the city, was introduced by the city hall in partnership with the waste collectors. The aim of this paper is to present an evaluation of the selective collection in Belo Horizonte city, highlighting the advances and setbacks that have occurred along the time and addressing challenges to be faced by the city in order to comply with the legislation goals. The National Sanitation Information System (SNIS) database was analyzed comparing selective collection in Belo Horizonte, Minas Gerais and other Brazilian municipalities, by statistical calculations. Results confirmed the stagnation condition of the selective collection program in Belo Horizonte city, although recorded financial expenses with waste management higher than the majority of Minas Gerais and Brazilian cities. It was concluded that despite the important historical trajectory of the studied municipality related to the selective collection implementation and the relevant financial investment, the effective results are worse than expected.*

**Keywords:** selective collection, waste pickers, recyclable materials, waste management, Brazil.

<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 coleta seletiva na cidade de Belo Horizonte (Brasil) teve seu início na década de 90, chegando a ser referência para inúmeras cidades. A criação da ASMARE, associação de catadores de materiais recicláveis, marcou este fortalecimento inicial. O presente artigo tem como objetivo analisar a coleta seletiva no município de Belo Horizonte, a partir de registros históricos, apontando os avanços e retrocessos ao longo dos anos e discutindo alguns dos principais desafios operacionais enfrentados pelo município para cumprir as legislações atuais aplicáveis ao tema. Foi utilizada a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento referentes à coleta seletiva em Belo Horizonte, Minas Gerais e demais municípios do Brasil, através de cálculos estatísticos. As avaliações confirmaram a situação de estagnação ou mesmo retrocesso do programa de coleta seletiva do município, apesar do registro de maior gasto financeiro com gestão de resíduos em relação à boa parte dos demais municípios mineiros e brasileiros comparados. Concluiu-se que mesmo com a importante trajetória histórica de início de implementação da coleta seletiva no município e do relevante investimento financeiro, os resultados efetivos se mostraram inferiores ao esperado.

**Palavras chave:** coleta seletiva, catadores, materiais recicláveis, gestão de resíduos, Belo Horizonte, Brasil.

## Introdução

A coleta seletiva e a reciclagem representam temas de grande importância no contexto da preservação do meio ambiente (Tchobanoglous e Kreith, 2002; ISWA, 2012; Marshall e Farahbakhsh, 2013). A reciclagem faz parte da hierarquia da gestão de resíduos urbanos e se destaca por permitir a redução dos resíduos que seriam encaminhados para o aterro sanitário (Eigenheer e Ferreira, 2015; Oliveira e Junior, 2016; Ferreira *et al.*, 2017). A coleta seletiva é uma etapa essencial para que todo o processo de reciclagem seja bem sucedido.

Grande parte dos resíduos sólidos urbanos ainda é destinada a aterros sanitários ou lixões no mundo (70%), sendo que deste quantitativo 11% é incinerado e apenas 19% são reciclados (ISWA, 2012). Mais da metade da população mundial ainda não é atendida com solução de disposição adequada e coleta regular dos resíduos sólidos urbanos gerados (ISWA, 2012).

Dados do Brasil sugerem divergências nas pesquisas que tentam responder sobre a abrangência da coleta seletiva no país (Conke e Nascimento, 2018). Considerando os principais relatórios existentes, o percentual de municípios que possuem programas de coleta seletiva foi de: 14%, 20%, 32% e 60%, respectivamente associados às fontes CEMPRE (2012), SNIS (2015), IBGE (2012) e ABRELPE (2012).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil estabeleceu diretrizes e prioridades referentes ao gerenciamento de resíduos sólidos, e definiu como um dos seus objetivos a “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”, segundo o Art. 7º, II, da Lei nº 12,305/10 (Brasil, 2010). A coleta seletiva é parte importante da PNRS brasileira.

A coleta seletiva pode ser realizada através de recolhimento porta-a-porta, ou por meio dos pontos de entrega voluntária (PEVs), através de caçambas ou contêineres de fácil acesso à população, para entrega dos resíduos recicláveis (Conke e Nascimento, 2018; Tchobanoglous e Kreith, 2002).

Diferentes fatores podem interferir na consolidação de um sistema de coleta seletiva, como o nível de renda econômica, a variação sazonal da coleta e a segregação adequada dos resíduos (Gallardo *et al.*, 2017). Tais ações devem ser avaliadas com rigor para a proposição de um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos apropriado à uma cidade, levando em consideração o padrão de geração de resíduos (Ferreira *et al.*, 2017).

Portanto, o presente artigo tem o objetivo de avaliar a evolução da coleta seletiva no município de Belo Horizonte (Brasil), discutindo as ações positivas e negativas registradas na tentativa de fazer cumprir as metas contidas nas legislações atuais aplicáveis ao tema. Destaca-se que este artigo é parte de um trabalho de pós-graduação, sendo que alguns poucos resultados parciais foram apresentados em um congresso internacional (Almeida e Mol, 2018).

### **Método**

Para este estudo foram utilizados dados secundários de diferentes fontes, dando-se preferência a sites oficiais dos municípios pesquisados, dos governos estaduais e federal. Foram consultados também materiais científicos, registros históricos (material jornalístico) e documentos técnicos disponibilizados para consulta pública. As principais referências documentais utilizadas neste trabalho foram: "Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (PMGIRS-BH, 2017)", "Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2012/2015 – Atualização 2014" (PMSBH, 2014), e "Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2015" (SNIS, 2015).

O município de Belo Horizonte foi escolhido por se tratar de um município de grande porte, que teve significativo êxito no processo de implementação da coleta seletiva desde a década de 1980, contudo atualmente não apresenta resultados positivos na atualidade.

Foi apresentado o histórico da coleta seletiva em Belo Horizonte, através da seleção de informações referentes à coleta seletiva no município, no Estado de Minas Gerais e demais municípios brasileiros. Foi consultado o "Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2015", divulgado anualmente (SNIS, 2015). Foram utilizadas tabelas contendo informações sobre coleta seletiva nos municípios estudados, analisadas a partir de cálculos estatísticos. Os testes estatísticos foram realizados no software R, versão 3.4.2. Os dados foram testados para normalidade (teste de Shapiro Wilk). As comparações das medianas foram realizadas adotando-se o teste de Mann Whitney (dados não paramétricos). Foi adotado o nível de confiança de 95%.

## Resultados e discussão

Os resultados foram apresentados em relação aos tópicos propostos para melhor compreensão do tema, que são: caracterização do local de estudo; histórico da coleta seletiva no município alvo desta pesquisa; o contexto da coleta seletiva em Minas Gerais, de forma a permitir a interpretação dos resultados de Belo Horizonte frente aos demais municípios mineiros; e finalmente, o contexto da coleta seletiva no Brasil, para permitir uma comparação dos dados de Belo Horizonte com outros municípios brasileiros.

### Local de estudo

O município de Belo Horizonte é a capital do Estado de Minas Gerais, possuindo população total de 2,375,151 habitantes (Censo 2010) e 331.4 Km<sup>2</sup> de área territorial (IBGE, 2017). Faz parte da Região Metropolitana de Belo Horizonte que é formada por 34 municípios e possui população de 4,883,970 habitantes. Em 2010, a região possuía um grau de urbanização de 98.1% e a população de Belo Horizonte correspondia a 48% desta população (IPEA, 2017).

A cidade é dividida em 9 Regiões Administrativas, que são subdivisões gerenciais do Município. No ano de 2013, a coleta dos resíduos sólidos domiciliares apresentou atendimento de 93% da extensão das vias formalmente urbanizadas, e 96% da população atendida pela coleta porta-a-porta (PMGIRS, 2017). A área urbana de Belo Horizonte é considerada muito densa em 85% do município, ou seja, caracterizada por um adensamento acentuado das construções, com presença de verticalização e quase ausência de solo não impermeabilizado. A densidade demográfica do município é de 7,167 habitantes/Km<sup>2</sup> (Censo 2010 – IBGE, 2017).

O órgão responsável pela elaboração, controle e execução de programas e atividades relativos à limpeza urbana de Belo Horizonte é a Superintendência de Limpeza Urbana (SLU), autarquia municipal. A coleta seletiva em Belo Horizonte faz parte do Programa Municipal de Coleta Seletiva, incluindo as etapas de triagem e destinação dos resíduos. As modalidades praticadas são: nos Locais de Entrega Voluntária (LEVs) em que a população precisa destinar seu resíduo reciclável em locais específicos disponíveis na cidade; e porta-a-porta, quando o caminhão recolhe os resíduos recicláveis na porta dos domicílios (PBH, 2017).

O início da coleta seletiva em Belo Horizonte foi na década de 90, segundo Campos e Abreu (1996), e chegou a ser referência para muitos municípios do país. O recolhimento ponto a ponto abrange todas as regiões de Belo Horizonte e começou com 74 LEVs em 2017, incluindo os resíduos: papel, metal, plástico e vidro. Até novembro de 2015, a coleta seletiva porta-a-porta era realizada em 34 bairros da cidade, abrangendo uma população de 375 mil habitantes. Passou a atender 36 bairros em 2016, chegando a uma cobertura de 383,365 habitantes. A maior parte da ação foi realizada por empresas contratadas, que visava incluir as associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis nas atividades de coleta seletiva porta-a-porta (PBH, 2017).

No ano de 2015 foram coletadas 682,715.9 toneladas de resíduos domiciliares em Belo Horizonte, resultando em uma geração per capita de 0.747 (kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). No mesmo ano, o material reciclável coletado foi de 6,927.1 toneladas (1.02%) (SNIS, 2015). Em termos de comparação com outros municípios, em João Pessoa foi alcançado em 2010 uma taxa de 0.806 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, apontado como consequência do aumento populacional (15.1%) e da intensificação de padrões de consumo de bens (Medeiros; Paz; Junior, 2015). A taxa encontrada em João Pessoa é similar ao valor encontrado em Belo Horizonte.

Para se avaliar em âmbito nacional, em 2015 o Brasil registrou um aumento no volume de resíduos enviados para destinação inadequada, com quase 30 milhões de toneladas de resíduos dispostos em lixões ou aterros controlados, abrangendo 76.5 milhões de pessoas. De 2010 a 2015 a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil passou de 195,090 t.dia<sup>-1</sup> para 218,874 t.dia<sup>-1</sup>, ou seja, um aumento de 12.2%. A geração per capita do país passou de 1.02 (kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) em 2010 para 1.071 (kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) em 2015 (ABRELPE, 2015).

#### *Histórico da coleta seletiva em Belo Horizonte (Minas Gerais, Brasil)*

Como informado anteriormente, a coleta seletiva teve seu início na década de 90, com a participação dos catadores que na época, eram em sua maioria desempregados e moradores de rua sob condições extremamente precárias e insalubres (Gonçalves; Oliveira; Silva, 2008; Besen, 2011). A coleta era restrita a alguns catadores que trabalhavam de forma isolada e dispersa, os quais eram vítimas da exploração dos depósitos maiores, que efetivavam a comercialização dos materiais recicláveis para as indústrias (Dias, 2009).

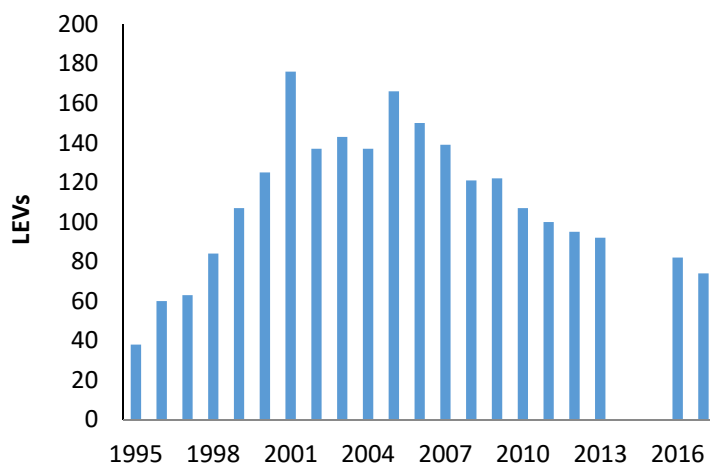
Com a fundação da Associação de Catadores de Papel, Papelão e Materiais Reaproveitáveis, ASMARE, no ano de 1990, houve uma iniciativa de tentar valorizar a organização do trabalho dos catadores, marcando o início do movimento organizado pela luta dos direitos da população de rua (Demajorovic e Besen, 2007; Gonçalves; Oliveira; Silva, 2008; Dias, 2009). A prefeitura apoiou a ação e implantou a coleta seletiva no Bairro Santa Inês, localizado na região Leste da cidade. A coleta era realizada por meio de carroças e carrinhos puxados pelos próprios catadores (PBH, 2017).

Em 1992 a ASMARE inaugura seu primeiro galpão de triagem de recicláveis, e em dezembro do mesmo ano, é assinado um convênio de cooperação entre a Prefeitura, a Associação e a Mitra Arquidiocesana de Belo Horizonte, garantindo a manutenção do referido galpão (MNCR, 2015). Naquele momento, a ASMARE era a associação beneficiária prioritariamente para o projeto da coleta seletiva, recebendo a doação dos recicláveis recolhidos porta-a-porta e nos LEVs. Segundo a Lei Orgânica do Município de Belo Horizonte, de 21/03/1990, “os materiais recicláveis coletados através das ações da Prefeitura deviam ser repassados às associações e cooperativas de catadores” (PMSBH, 2014).



Em Belo Horizonte e em todo o país, os catadores foram conquistando, ao longo dos anos, o reconhecimento da importância do trabalho realizado por eles e a cidadania, através de um processo permanente de capacitação técnica. As associações, aliadas aos movimentos sociais, foram abrindo novas perspectivas para a relação do poder municipal com os grupos organizados de catadores, representando uma alternativa de fortalecimento desses profissionais (Demajorovic e Besen, 2007; Souza; Paula; Souza-Pinto, 2012; Cavalcante e Silva, 2015). Desde 2002, a atividade profissional passou a ser reconhecida pelo Ministério do Trabalho e Emprego.

Em 1995 foi iniciada a coleta seletiva ponto a ponto, com a instalação de 38 LEVs e 51 contêineres destinados à coleta de vidro, papel, plástico e metal, conforme Figura 1. Em 2001 passou-se a 176 LEVs em várias regiões da cidade, totalizando 607 contêineres (PBH, 2017). A partir de 2005 o total de LEVs começou a diminuir anualmente, chegando a 74 LEVs em 2017 (PBH, 2017).



**Figura 1.** Número de Locais de Entrega Voluntária (LEVs) em Belo Horizonte ao longo dos anos.

A motivação da desativação ao longo dos anos, segundo a SLU, está associada a deprecação dos dispositivos, aliado à transformação do local em despejo de detritos sem controle e, conseqüentemente, aumento da proliferação de insetos e roedores nestes locais. Esse contexto contraria o Plano de minimização dos resíduos de Belo Horizonte que previa a implantação de 570 LEVs de 2000 a 2004 (Campos e Abreu, 1996; Abreu *et al.*, 2001).

Em 2009, o Programa BH Metas e Resultados, implantado pela prefeitura, tinha como objetivo geral de garantir serviços de limpeza urbana e expandir os serviços de coleta, incluindo a coleta seletiva. Também apresentou como um dos resultados esperados, até o ano de 2015, o aumento da cobertura dos serviços de coleta seletiva na modalidade ponto a ponto, passando de 95, em

2012, para 200 LEVs instalados em toda a cidade (Andrade, 2014; PMGIRS, 2017). Contudo, a mobilização social a ser exercida pela SLU como tentativa de articular os vários segmentos da sociedade em relação às ações que visem à minimização da geração dos resíduos e à sua segregação na fonte, não teve os resultados esperados devido à falha na conservação e uso apropriado dos LEVs. Tal mobilização deveria informar, educar e sensibilizar a população em relação à separação dos materiais recicláveis e o uso adequado dos coletores de resíduos recicláveis, os LEVs (PMSBH, 2014).

Uma maior divulgação do programa de coleta seletiva, juntamente com campanhas de educação ambiental, colaboraria para a correta disposição destes resíduos horários corretos para o recolhimento pelos caminhões de coleta seletiva, nas áreas por ela atendidas (PMSBH, 2014). Em pesquisa no município de Vitória (ES), Bringham e Günther (2011), concluíram que a existência de canais diretos de comunicação com a população, o registro formal de dados, sua sistematização e a devolutiva à comunidade, além da promoção de pesquisas de opinião regularmente, são alguns dos recursos a serem utilizados em programas de coleta seletiva.

Outro estudo realizado em Belo Horizonte por Andrade (2014) indicou que nos primeiros anos de implantação da coleta seletiva várias ações educativas foram realizadas, com o intuito de questionar o consumismo, o desperdício e o destino dos resíduos sólidos gerados. Ações como peças de teatro, enquetes nas ruas e nas escolas, caminhadas ecológicas, dentre outras, foram realizadas como maneira de sensibilizar a população para a questão dos resíduos e da reciclagem. Segundo Bringham e Günther (2011), o maior envolvimento das comunidades é fundamental para que o poder público estimule a continuidade dos programas de coleta seletiva, reforçando ainda que essas ações de divulgação e mobilização não devem ser interrompidas ao longo do tempo.

A baixa adesão da população é um desafio a ser superado visando a consolidação de coleta seletiva. Um estudo realizado em São Caetano do Sul (SP) indicou que a recuperação de recicláveis em um condomínio estudado correspondeu a 13.7% do potencial de recicláveis presentes nos resíduos domiciliares. Esse índice foi considerado baixo pelos pesquisadores, devido ao grande potencial de produção de recicláveis pelos moradores do condomínio.

O estudo apontou ainda o importante papel das prefeituras em relação à implantação de políticas públicas e ações que incentivem e promovam a participação dos moradores, visando a obtenção de resultados quanto à mudança de comportamento, atitudes e hábitos da população (Pinto e Mondelli, 2017).

Outra informação importante para a compreensão do processo de implementação da coleta seletiva no município de Belo Horizonte é o plano de minimização dos resíduos, cuja finalidade era de reduzir, ao máximo, os materiais encaminhados ao aterro sanitário da Central de

Tratamiento de Resíduos Sólidos CTRS – BR040, aumentando a vida útil do mesmo em aproximadamente 20 anos (Campos e Abreu, 1996).

O aterro da CTRS – BR040 teve sua vida útil encerrada em 2007, ou seja, 11 anos após a implantação do Programa de Manejo Diferenciado e Reciclagem dos Resíduos. O aterro desativado ocupa hoje, no município de Belo Horizonte, uma área de aproximadamente 1 milhão de m<sup>2</sup>, sendo que o espaço ocupado com resíduos aterrados é de 650 mil m<sup>2</sup>, por cerca de 24 milhões m<sup>3</sup> de resíduos (PBH, 2017).

A coleta porta-a-porta foi implantada em 2007 na região Sul e partes da área central da cidade, alcançando outras regiões ainda em 2009 (PMSBH, 2014). A previsão era aumentar a cobertura da coleta seletiva porta-a-porta, que passaria a atender 60 bairros até 2016 (PMGIRS, 2017). Porém, 2014, o atendimento ainda abrangia apenas 34 bairros da capital (PHB, 2017).

Em novembro de 2015, iniciou-se a primeira experiência de coleta seletiva porta-a-porta, Projeto Piloto de coleta solidária, em parte dos bairros Floresta e Colégio Batista, ambos na região Leste. Essa modalidade de coleta ocorre com a contratação de cooperativa de catadores para a execução dos serviços. A SLU cedeu o caminhão e a cooperativa disponibilizou a guarnição coletora – motorista e coletores cooperados (PBH, 2017). Dessa forma, a coleta seletiva porta-a-porta passou a atender 36 bairros, 20 da região Centro-Sul, 10 bairros da região Oeste, um bairro da região Nordeste, um bairro no Barreiro, dois bairros da Pampulha e dois bairros da região Leste. Conforme a Lei 9.691/2009 e sua atualização pela Lei 10698/2014, Belo Horizonte possui 487 bairros, dos quais 63 estão localizados na Pampulha, 69 na região Nordeste e 73 no Barreiro (PBH, 2017).

Em relação à população de Belo Horizonte, o serviço de coleta seletiva porta-a-porta atende em 2015 a 15.0%, considerando o total de 2,502,557 habitantes (SNIS, 2015). Porém, em relação ao número total de bairros (487), o índice de atendimento do programa porta-a-porta é de 7.4%, sendo que o índice cai para 1.5% e 1.4% em relação às regiões Nordeste e Barreiro, respectivamente (PBH, 2017).

Forés *et al.* (2018) mostraram que o comportamento ambiental do gerenciamento de resíduos em um programa de coleta seletiva porta-a-porta melhora significativamente o comportamento do sistema global de gerenciamento de resíduos. Consequentemente, evidencia-se o potencial de redução do impacto ambiental existente, com base na maior participação dos cidadãos na coleta seletiva, sugerindo que campanhas de conscientização sejam implementadas como prioridade nas próximas políticas sobre resíduos sólidos.

Em 2013 o material reciclável coletado correspondeu a uma média de 606 t.mês<sup>-1</sup>, totalizando 7.271,37 t.ano<sup>-1</sup>, o que equivale a somente 1.1% dos Resíduos Domiciliares – RDO coletados no

município. O Plano Estratégico BH 2030 apresentado no final de 2009, cuja revisão foi concluída e publicada no ano de 2016, apresentava como uma de suas metas para 2030, ampliar a reciclagem de resíduos urbanos de 1% para 15% do total coletado (PMGIRS, 2017).

Ressalta-se, no entanto, que conforme proposto no PMGIRS, a meta de ampliação da coleta seletiva correspondia a 11.4% a ser alcançada até o ano 2036, e expressava, em termos percentuais, a massa de materiais recicláveis recuperados presente na massa de resíduos domiciliares (PMGIRS, 2017). No ano de 2015 a relação entre quantidades da coleta seletiva e os resíduos sólidos domiciliares era de 1.0%, com o total de 6,927.1 t.ano<sup>-1</sup> de material reciclável coletado (SNIS, 2015).

O cálculo da estimativa de geração de resíduos domiciliares em Belo Horizonte para 2016 considerou como parâmetros de referência a projeção da população feita a partir dos resultados divulgados pelo IBGE - Censo 2010, a taxa per capita de geração de resíduos e os dados de composição gravimétrica obtidos pela série histórica da CTR/Macaúbas. Os resultados encontrados se referem a uma população de 2,506,069 habitantes e uma geração de 680,142 toneladas de resíduos sólidos por ano. Deste montante, estima-se que 32% (217,033 t.ano<sup>-1</sup>) sejam de materiais recicláveis (papel, plástico, metal e vidro) e mais de 44% orgânicos (PMGIRS, 2017).

#### *A coleta seletiva no Estado de Minas Gerais*

Para se compreender melhor os resultados apresentados para a coleta seletiva no município de Belo Horizonte, buscou-se compará-los com os demais municípios do Estado de Minas Gerais. O Estado de Minas Gerais é composto por 853 municípios. Os dados do SNIS, ano base 2015, apresentam dados de 594 municípios mineiros, e destes, um total de 177 municípios afirmaram possuir coleta seletiva praticada sob alguma modalidade, ou por pontos de entrega voluntária, porta-a-porta ou por sistemas mistos. Portanto, dos 69.6% dos municípios de Minas Gerais que participaram do SNIS (2015), 417 afirmaram não contar com o serviço de coleta seletiva.

A Tabela 1 apresenta uma comparação entre as taxas de coleta seletiva em Belo Horizonte, em Minas Gerais e no Brasil no ano 2015. Os primeiros valores encontrados para a média e mediana em Minas Gerais consideraram 177 municípios, incluindo Belo Horizonte. Ao avaliar os dados do Estado de Minas Gerais, a Relação entre quantidades da coleta seletiva e RDO foi 30.7% pros 177 municípios, com mediana de 13.0%. Estes valores foram superiores aos da cidade de Belo Horizonte, (1.0%). A grande diferença determinada entre a média e a mediana pode ser explicada pelo fato de 14 municípios terem reportado valores iguais ou superiores a 100%. Destaca-se ainda que outros 20 municípios reportaram percentual de taxa de coleta seletiva acima de 60% para este mesmo item, elevando assim o valor da média. Um total de 55 municípios declarou valores inferiores ou iguais a 30%, sendo que destes, 35 municípios declararam valores menores ou iguais a 10% para o referido item.

**Tabela 1.** Comparação entre as taxas de coleta seletiva em Belo Horizonte, em Minas Gerais e no Brasil.

Local	Taxa de cobertura da coleta Seletiva porta-a-porta em relação a pop. Urbana (%)	Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RDO e RPU (%)	Massa recuperada per capita (Kg/hab.ano)	Relação entre quantidades da coleta seletiva e RDO (%)	Incid. de papel/papelão sobre total mat. Recuperado (%)	Incid. de plásticos sobre total material recuperado (%)	Incid.de metais sobre total material recuperado (%)	Incid.de vidros sobre total de material recuperado (%)	Incidência de "outros" sobre total material recuperado (%)	Massa per capita recolhida via coleta seletiva (Kg/hab.ano)
Belo Horizonte	15.02	0.68	2.23	1.01	0.00	0.00	0.00	14.67	85.33	2.77
Minas Gerais (média)	66.36	7.87	18.69	30.72	46.50	25.55	12.47	7.41	8.07	51.85
Minas Gerais (mediana)	73.37	4.75	11.25	12.98	45.45	23.94	9.85	6.06	2.82	18.91
Brasil (média)	45.99	1.42	5.05	2.55	54.97	19.33	7.63	8.48	9.60	8.28
Brasil (mediana)	37.15	1.07	4.34	1.73	55.36	14.26	6.00	8.80	2.21	5.21

Fonte: SNIS (2015). Legenda: RDO: Resíduos Domiciliares; RPU: Resíduos Públicos.

Para os municípios de Minas Gerais com população urbana superior a 100,000 habitantes, destacam-se os valores da relação entre quantidades da coleta seletiva e RDO apresentados pelas prefeituras de Araguari, 26.9%, e de Itabira, 15.6%. Quanto ao item Taxa de cobertura da coleta Seletiva porta-a-porta em relação à população Urbana, os valores declarados pelos referidos municípios encontram-se bem distantes, sendo de 9.2% para Araguari e de 100% para Itabira. Para o município de Belo Horizonte, o valor declarado foi de 15.0% para este item.

Nas comparações dos valores de Belo Horizonte com os municípios nacionais, foram avaliados municípios com população superior a 1,000,000 de habitantes e coleta seletiva declarada como implantada. Os municípios que se enquadraram neste perfil foram: Belém, Belo Horizonte, Brasília, Campinas, Curitiba, Fortaleza, Goiânia, Guarulhos, Manaus, Porto Alegre, Recife, Rio de Janeiro, Salvador e São Paulo.

A média nacional da relação entre quantidades da coleta seletiva e RDO declarada pelos 14 municípios com maiores populações, incluindo Belo Horizonte, foi de 2.6%, com mediana de 1.7%. Estes valores encontram-se próximos ao valor declarado pela prefeitura de Belo Horizonte (1.0%). Portanto, para todos os municípios nacionais com populações superiores a 1,000,000 a relação entre quantidade da coleta seletiva em relação aos RDO foi inferior a 8%. Apenas os municípios de Belém (0.2%) e Fortaleza (0.6%) apresentaram valores inferiores ao de Belo Horizonte (1.0%).

O valor declarado para o item Taxa de cobertura da coleta seletiva porta-a-porta em relação à população Urbana foi de 100% para municípios de Curitiba, Goiânia e Porto Alegre. Dentre estes, apenas para o município de Porto Alegre tem-se a informação da Relação entre quantidades da coleta seletiva e RDO, de 7.4%. Para os municípios de Curitiba e Goiânia, o campo referente a este item não foi preenchido pelos respectivos gestores municipais.

O processo de coleta em países em desenvolvimento ocorre tanto pelos trabalhadores formais, vinculados às empresas que atuam com a limpeza urbana, como informais, como é o caso dos catadores de materiais recicláveis (Conke e Nascimento, 2018; Medina, 2010). Em relação às experiências internacionais de coleta formal e informal, Gutberlet (2015) apontou que trabalhadores informais recuperam 30% dos resíduos recicláveis no Egito, enquanto o setor formal recuperou apenas 13%. Esta mesma comparação no caso do Peru indicou uma diferença de 19 a 0.3%, respectivamente. Em uma cidade da Bolívia, a cobertura de coleta de resíduos sólidos chegou a 37% da população (Medina, 2010). Em Delhi, na Índia, apenas 34% dos resíduos sólidos urbanos são reciclados, sendo 27% do serviço de coleta informal (UN-HABITAT, 2010).

#### *Coleta seletiva em Belo Horizonte e demais municípios brasileiros*

A comparação da situação da coleta seletiva em Belo Horizonte em relação aos demais municípios foi realizada através dos dados do SNIS. A Tabela 2 compila dados da coleta seletiva dos municípios e/ou regiões brasileiras.

**Tabela 2.** Total da coleta seletiva registrada pelos municípios/região dividido pela população, segundo os dados do SNIS (2015).

Local <sup>1</sup>	N	Média	D.P.	Mín.	2Q	Máx.	Valor p <sup>2</sup>
Belo Horizonte	1	0.003	NA	0.003	0.003	0.003	-
Brasil	1138	0.048	0.095	0.000	0.017	1.377	<0.0001
Minas Gerais	159	0.037	0.065	0.000	0.014	0.556	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 250,000)	80	0.018	0.047	0.000	0.005	0.288	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 500,000)	34	0.008	0.008	0.000	0.005	0.025	0.0011
Municípios brasileiros (pop> 1,000,000)	14	0.008	0.007	0.001	0.005	0.021	0.0175

*Legenda: N: tamanho da amostra; D.P.: desvio padrão; 2Q: segundo quartil (mediana); <sup>1</sup>: considerando apenas os municípios que declararam possuir coleta seletiva implantada; <sup>2</sup>: teste de Mann Whitney (dados não paramétricos), comparados em relação à Belo Horizonte. Fonte: SNIS (2015); Almeida e Mol (2018).*

A relação entre resíduos encaminhados para a coleta seletiva por habitante, apresentada na Tabela 2, mostra Belo Horizonte com valores inferiores quando comparados a outros municípios brasileiros, mineiros, ou cidades com populações superiores a 250,000, 500,000 ou 1,000,000, com as diferenças sendo significativas. Assim, a fragilidade da coleta seletiva em Belo Horizonte fica indicada, mesmo se tratando de um município que teve seu passado como referência nacional. A Tabela 3 mostra dados do SNIS (2015) sobre o percentual da cobertura da coleta seletiva nos municípios e/ou regiões estudadas.

**Tabela 3.** Cobertura da coleta seletiva em percentual da população atendida por município/região, SNIS (2015).

Local <sup>1</sup>	N	Média	D.P.	Mín.	2Q	Máx.	Valor p <sup>2</sup>
Belo Horizonte	1	15.02	NA	15.02	15.02	15.02	-
Brasil	1214	70.82	33.66	1.00	93.81	100.00	<0.0001
Minas Gerais	171	66.36	33.10	1.05	73.37	100.00	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 250,000)	77	45.04	37.36	1.00	28.78	100.00	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 500,000)	33	42.65	37.02	1.10	24.81	100.00	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 1,000,000)	14	45.49	38.35	1.10	37.15	100.00	0.0011

*Legenda: N: tamanho da amostra; D.P.: desvio padrão; 2Q: segundo quartil (mediana); <sup>1</sup>: considerando apenas os municípios que declararam possuir coleta seletiva implantada; <sup>2</sup>: teste de Mann Whitney (dados não paramétricos), comparados em relação à Belo Horizonte. Fonte: SNIS (2015); Almeida e Mol (2018).*

A cobertura da coleta seletiva em Belo Horizonte foi novamente inferior aos dados das demais cidades/regiões brasileiras, sendo as diferenças significativas quanto à análise estatística. As diferenças encontradas são elevadas, indicando mais uma vez a baixa abrangência da coleta seletiva no município, segundo dados do SNIS (2015). A Tabela 4 apresenta um compilado sobre a relação da despesa com a gestão de resíduos em relação às despesas totais dos municípios/regiões.

**Tabela 4.** Despesa com gestão de resíduos em relação às despesas totais do município/região, SNIS (2015).

Local <sup>1</sup>	N	Média	D.P.	Mín.	2Q	Máx.	Valor p <sup>2</sup>
Belo Horizonte	1	0.051	NA	0.051	0.051	0.051	-
Brasil	3498	0.038	0.037	0.001	0.027	0.200	<0.0001
Minas Gerais	593	0.039	0.035	0.001	0.029	0.200	<0.0001
Municípios brasileiros (pop> 250,000)	98	0.055	0.034	0.007	0.048	0.195	0.575
Municípios brasileiros (pop> 500,000)	39	0.054	0.030	0.007	0.051	0.195	0.817
Municípios brasileiros (pop> 1,000,000)	16	0.067	0.040	0.018	0.058	0.195	0.182

*Legenda: N: tamanho da amostra; D.P.: desvio padrão; 2Q: segundo quartil (mediana); <sup>1</sup>: considerando apenas os municípios que declararam possuir coleta seletiva implantada; <sup>2</sup>: teste de Mann Whitney (dados não paramétricos), comparados em relação à Belo Horizonte. Fonte: SNIS (2015); Almeida e Mol (2018).*

As despesas registradas com a gestão de resíduos em relação ao total de despesas por município ou região apontam Belo Horizonte com valores superiores à mediana dos municípios mineiros e brasileiros, sendo essas diferenças significativas. Tal informação é contrastante com o reduzido valor de cobertura da coleta seletiva alcançada pelo município. Não houve diferenças significativas em relação à comparação de Belo Horizonte com os municípios com população superior a 250,000, 500,000 ou 1,000,000, ou seja, foram similares as despesas com a gestão de resíduos em relação às despesas totais. Assim, evidenciou-se o maior investimento financeiro na gestão de resíduos na cidade de Belo Horizonte se comparados aos maiores municípios brasileiros, sem, no entanto, converter este investimento em resultados efetivos na cobertura de coleta seletiva.

Ressalta-se que os investimentos na gestão dos resíduos sólidos não devem ser restritos à soluções de infraestrutura, mas também ser concomitantes às ações voltadas à educação ambiental e comunicação social. A participação da população e o uso correto das instalações destinadas à coleta seletiva são essenciais ao bom andamento do programa e à obtenção dos resultados esperados.



## Conclusões

O índice de atendimento da coleta seletiva à população de Belo Horizonte mostrou-se inferior à mediana dos municípios mineiros e brasileiros, sugerindo a situação de estagnação ou mesmo retrocesso do programa de coleta seletiva do município estudado. A desativação dos LEVs ao longo dos anos e os baixos índices de recuperação dos materiais recicláveis, aliados também ao pequeno alcance da coleta porta-a-porta em relação ao número de bairros da capital, comprovam um cenário de baixa participação da população junto ao programa de coleta seletiva municipal.

Reduzir ou evitar a geração de resíduos sólidos ainda é considerada como ação ideal no contexto do gerenciamento, seguindo pela reutilização e reciclagem quando a geração for inevitável, sendo estas últimas ações consideradas importantes para proporcionar a recuperação de recursos naturais.

De forma geral, diversos desafios decorrentes da prática cotidiana da coleta seletiva estão presentes, exigindo novos rumos para se estruturar a gestão dos materiais recicláveis nas áreas urbanas e, conseqüentemente, aumentar o rendimento das iniciativas de coleta seletiva e reciclagem.

Por fim, salienta-se o papel de inclusão social e resgate da cidadania dos catadores, que exercem importante trabalho ao reduzir a quantidade de resíduos que seguem para destinação final, através da coleta seletiva. Apesar das várias conquistas obtidas ao longo dos anos, esta classe de trabalhadores ainda encontra-se distante das condições ideais de trabalho.

## Referências bibliográficas

- Abreu, M. F., Chernicharo, P. D., Inácio, R. A. C., Fiuza, S. M., Mota, M. L. A., Silva, M. E. C., Chenna, S. I. M., Lage, W. M. (2001) *Plano para minimização dos resíduos sólidos urbanos – Período 2000 – 2004*. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa, PB. Anais. Rio de Janeiro: ABES, p 1-11.
- Almeida, C. M. C., Mol, M. P. G. (2018) *Avaliação dos rumos da coleta seletiva no município de Belo Horizonte – MG, Brasil*. In: 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade; Gramado/RS (Brasil); 12-14 jun. Acesso em 12 mai 2020. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2018/XIII-004.pdf>
- Andrade, C. C. B. (2014) *Inclusão da gestão social na coleta seletiva em Belo Horizonte: um estudo da arte e propostas de intervenções* (dissertação de mestrado). Belo Horizonte: Centro Universitário UNA.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2012) *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. São Paulo: ABRELPE.
- Besen, G.R. (2011) *Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade* (tese de doutorado). São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-28032011-135250/pt-br.php>
- Brasil (2010) *Lei no. 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília, DF*. 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 (2017) *Catadores de Materiais Recicláveis. Brasília, DF.*, MMA. Ministério do Meio Ambiente – MMA.
- Bringhenti, J. R., Günther, W. M. R. (2011) Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Eng Sanit Ambient*, **16**(4), 421-430.

- Campos, H. K. T., Abreu, M.F. (1996) *A Gestão dos Resíduos Sólidos em Belo Horizonte*. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 25; México, D.F., 2-7 nov. Disponível em: [https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4059942/mod\\_resource/content/1/AULA%205%20-%20DEBATE%2003371P04.pdf](https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4059942/mod_resource/content/1/AULA%205%20-%20DEBATE%2003371P04.pdf)
- Cavalcante, L. P. S., Silva, M. M. P. (2015) Influência da organização de catadores de materiais recicláveis em associação para a melhoria da saúde e minimização de impactos socioambientais. *Revista Monografias Ambientais – REMOA*, **14**(1), 01-13.
- CEMPRE, Compromisso Empresarial para Reciclagem (2012) *Pesquisa Ciclossoft 2012*. São Paulo: CEMPRE. Disponível em: [www.cempre.org.br](http://www.cempre.org.br); acessado em 01/03/2018
- Conke, L. S., Nascimento, E. P. (2018) A coleta seletiva nas pesquisas brasileiras: uma avaliação metodológica. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **10**(1), 199-212.
- Demajorovic, J., Besen, G. R. (2007) Gestão Compartilhada de Resíduos Sólidos: Avanços e Desafios para a Sustentabilidade. In: *XXXI Encontro da ANPAD*. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.anpad.org.br/admin/pdf/APS-C1680.pdf>
- Dias, S. M. (2009) *Trajetórias e memórias dos Fóruns Lixo e Cidadania no Brasil: Experimentos Singulares de Justiça Social e Governança Participativa* (tese de doutorado). Belo Horizonte: Faculdade de Filosofia e Ciências Humanas da UFMG. Disponível em: [http://www.inclusivecities.org/wp-content/uploads/2012/07/Dias\\_TESE\\_Final\\_2009.pdf](http://www.inclusivecities.org/wp-content/uploads/2012/07/Dias_TESE_Final_2009.pdf)
- Eigenheer, E. M., Ferreira, J. A. (2015) Três décadas de coleta seletiva em São Francisco (Niterói/RJ): lições e perspectivas. *Eng Sanit Ambient.* **20**(4), 677-684.
- Ferreira, F., Avelino, C., Bentes, I., Matos, C., Texeira, C. A. (2017) Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes. *Waste Management.* **59**, 3-13.
- Forés, V. I., Bovea, M. D., Nobrega, C. C., Garcia, H. R. M., Lins, R. B. (2018) Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. *Waste Management.* **72**, 65-77.
- Gallardo, A., Carlos, M., Colomer, F. J., Alcon, N. E. (2017) Analysis of the waste selective collection at drop-off systems: Case study including the income level and the seasonal variation. *Waste Management and Research.* **36**(1), 30-38.
- Gonçalves, J. A., Oliveira, F. G., Silva, D. T. A. (2008) Dezoito anos catando papel em Belo Horizonte. *Estudos Avançados, São Paulo*, **22**(63), 231-238.
- Gutberlet, J. (2015). Cooperative urban mining in Brazil: Collective practices in selective household waste collection and recycling. *Waste Management.* **45**, 22-31.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012) *Perfil dos municípios brasileiros 2011*. Rio de Janeiro: IBGE.
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2017) Atlas do Desenvolvimento Humano nas Regiões Metropolitanas Brasileiras, Fundação João Pinheiro (FJP) e Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) / Brasília. Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/livros/livros/141125\\_atlas\\_br](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/livros/livros/141125_atlas_br)
- ISWA, International Solid Waste Association (2012). *Globalization and Waste Management. Phase 1: Concepts and Facts*. ISWA.
- Marshall, R. E., Farahbakhsh, K. (2013) Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, **33**, 988-1003.
- Medeiros, J. E. S. F., Paz, A. R., Junior, J. A. M. (2015) Análise da evolução e estimativa futura da massa coletada de resíduos sólidos domiciliares no município de João Pessoa e relação com outros indicadores de consumo. *Eng Sanit Ambient.*, **20**(1), 119-130.
- Medina, M. (2010) Solid Wastes, Poverty and The Environment in Developing Country Cities. *UNU-WIDER Working Paper Series*, **23**, 1–15.

- MNCR, Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (2015) *Relatório de Ações de Inclusão Produtiva - Centro de Apoio ao Trabalhador da Asmare*. São Paulo: MNCR. Disponível em: <http://www.mncr.org.br/biblioteca/publicacoes/relatorios-e-pesquisas/relatorio-de-acoes-de-inclusao-produtiva-centro-de-apoio-ao-trabalhador-da-asmare>
- Oliveira, T. B., Junior, A. C. G. (2016) Planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva. *Eng Sanit Ambient.*, **21**(1), 55-64.
- Pinto, R. A. F. R., Mondelli, G. (2017) Potencial de recuperação de recicláveis em um condomínio residencial de grande porte de São Caetano do Sul. *Eng Sanit Ambient.*, **22**(4), 647-656.
- PBH, Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (2017) Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br>
- PMGIRS (2017) *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte, Belo Horizonte, MG, jul. 2015*. Disponível em: [https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/slu/2018/documentos/versao\\_final\\_pmgirs-bh\\_mma.pdf](https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/slu/2018/documentos/versao_final_pmgirs-bh_mma.pdf)
- PMSBH (2014) *Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2012/2015, Belo Horizonte, MG, fev. 2015*. Disponível em: [https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2018/documentos/texto\\_2014.pdf](https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2018/documentos/texto_2014.pdf)
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2015) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2015*, Brasília: Ministério das Cidades / SNSA. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>
- Souza, M. T. S., Paula, M. B., Souza-Pinto, H. (2012) O Papel das cooperativas de reciclagem nos canais reversos pós-consumo. *RAE - Revista de Administração de Empresas*, **52**(2), 246-262.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002) *Handbook of solid waste management*. New York: McGraw-Hill.
- UN-Habitat (2010) *Solid Waste Management in the World's Cities. Water and Sanitation in the World's Cities*. United Nations Human Settlements Programme. UN-Habitat. Earthscan. Washington/DC.

# REVISTA AIDIS

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

## CORRELAÇÃO ENTRE INDICADORES DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES EM RECIFE, BRASIL

\* Rodrigo Cândido Passos da Silva <sup>1</sup>  
Amanda Rodrigues Santos Costa <sup>1</sup>  
Soraya Giovanetti El-Deir <sup>2</sup>  
José Fernando Thomé Jucá <sup>1</sup>

## CORRELATION BETWEEN HOUSEHOLDE SOLID WASTE INDICATORS IN RECIFE, BRAZIL

Recibido el 30 de mayo de 2019; Aceptado el 28 de octubre de 2019

### Abstract

*A search for waste management solutions is an ongoing challenge for municipal managers. Given the rising scenario of the generation of these materials, especially in urban areas, the need to create an integrated, participatory, viable management model that is appropriate to the reality of the municipality becomes indispensable. In this sense, the in-depth study of indicators related to the management of waste is presented as the basis for a proposal of management models that meet the socioeconomic and environmental characteristics of the destination region. This paper studies the correlation of four indicators: population, income, generation and gravimetric composition, in 31 sectors of household waste collection in the city of Recife, through Principal Component Analysis, looking for correlation analysis and listing the indicators, defined by the reality of the sectors. The results show a positive correlation between income and per capita generation of household hazardous waste, especially in the upper class and commercial economy areas of the city. In addition, it was found that population data establish a negative correlation pattern with solid waste generation. The identification of the most influential indicators in the auxiliary collection sectors or municipal manager, in the elaboration of sectoral models of waste management that seek or in the understanding of the socioeconomic particularities.*

**Keywords:** solid waste management, collection sectors, indicators, principal component analysis, multivariate analysis.

<sup>1</sup> Centro de Geociências e Tecnologias, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.

\* Centro de Geociências e Tecnologias (CTG), Universidade Federal de Pernambuco. Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n - Cidade Universitária, Recife, Pernambuco. +55 81 99686-7960. Brasil Email: [rpassos13@gmail.com](mailto:rpassos13@gmail.com)

## Resumo

A busca por soluções na gestão de resíduos sólidos é um desafio contínuo para os gestores municipais. Diante do cenário ascendente de geração destes materiais, sobretudo nas áreas urbanas, a necessidade de elaboração de um modelo gerencial integrado, participativo, viável e adequado à realidade da municipalidade torna-se imprescindível. Neste sentido, o estudo aprofundado de indicadores relacionados à dinâmica gerencial dos resíduos sólidos apresenta-se como base para a proposição de modelos de gestão que atendam às características socioeconômicas e ambientais da região destinada. O presente artigo estuda a correlação de quatro indicadores: população, renda, geração e composição gravimétrica, em 31 setores de coleta de resíduos sólidos domiciliares da cidade de Recife, por meio da Análise de Componente Principal, em busca de gerar padrões de correlação e elencar os indicadores definidores da realidade dos setores. Os resultados mostram correlação positiva entre a renda e a geração *per capita* dos resíduos sólidos domiciliares, sobretudo nas áreas de classe alta e essencialmente comerciais da cidade. Além disso, verificou-se que os dados populacionais estabeleceram um padrão de correlação negativa com a geração dos resíduos sólidos. A identificação de indicadores de maior influência nos setores de coleta auxiliará o gestor municipal na elaboração de modelos setoriais de gestão de resíduos que busquem o entendimento das particularidades socioeconômicas.

**Palavras-chave:** gestão de resíduos sólidos, setores de coleta, indicadores, análise de componente principal, análise multivariada.

---

## Introdução

O atual modelo de vida baseado no consumo desenfreado de bens e na sociedade do descarte está inserido no sistema econômico denominado de capitalismo. Este modelo de desenvolvimento adotado pela sociedade pós-moderna e as tecnologias utilizadas, tratam a finitude dos recursos naturais como uma externalidade, gerando entraves e exaustão na lógica de funcionamento dos sistemas naturais (ecossistemas), o que acarreta em graves alterações ao próprio modelo (El-Deir, 2012).

A estrutura operacional dos resíduos sólidos necessita de uma mudança de paradigma econômico, com vistas à desestruturação do sistema de consumo e de geração de resíduos pela sociedade do descarte. Este sistema econômico deve ser estruturado na lógica operacional cíclica, ao invés da linear, numa perspectiva sistêmica e não fragmentada (Zaman, 2014; Dutra, 2018).

A gestão linear dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) é o modelo aplicado na maioria dos municípios brasileiros. Este modelo zela pela cadeia tradicional de manejo dos RSD, da geração a destinação final, incentiva o consumo e aumenta a geração de resíduos, sem considerar as externalidades processuais. A linearidade deste modelo é perigosa e insustentável, por tratar a gestão dos RSD de maneira fragmentada com foco apenas nas estruturas individualizadas.

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305 (Brasil, 2010), inova ao inserir a sustentabilidade econômica na gestão dos resíduos sólidos, considerando o RSD uma externalidade do sistema de produção e consumo. Com isto, incentiva a mudança do modelo linear para uma gestão cíclica destes materiais, a qual baseia-se em ecociclos e fundamenta-se nas diretrizes da ecologia industrial.

A adoção da PNRS (Brasil, 2010) agregou ao resíduo valor econômico – por meio dos instrumentos de reciclagem, coleta seletiva e reutilização; valor social – uma vez que gera trabalho e renda; e ecológico – pois considera o ciclo de vida dos materiais de forma sustentável, desde a extração da matéria prima até o descarte final dos resíduos. Assim, a gestão do RSD passou a ter um olhar sistêmico, com foco no entendimento de todas as etapas da cadeia de resíduos, além de seus fatores internos e externos que venham influenciar.

Nesta perspectiva, indicadores vêm sendo utilizados para auxiliar os gestores municipais e pesquisadores da área a pensar na gestão dos RSD de forma holística e integrada, auxiliando na reestruturação da filosofia e do *modus operandis* deste sistema operacional e gerencial. A identificação e entendimento destes indicadores ajudam na tomada de decisão municipal e na proposição de soluções viáveis para a realidade estudada. Muitos destes estudos utilizam técnicas estatísticas para validar a informação, dentre elas, destacam-se as análises multivariadas (Bari *et al.*, 2014; Lenz *et al.*, 2016; Chu *et al.*, 2016; Sel *et al.*, 2016), sobretudo, a Análise de Componentes Principais (ACP) (Caribé, 2015; Fudala-Ksiazek *et al.*, 2016; Ni *et al.*, 2017; Schirmer *et al.*, 2017; Costa, 2017).

A ACP foi utilizada para gerar padrões de correlação de indicadores como população, nível de instrução, faixa etária, sexo e renda com a composição gravimétrica dos resíduos sólidos na cidade de Morélia, no México (Buenrostro-Delgado *et al.*, 2015). Também foi usada para correlacionar os gastos com bens de consumo, a distribuição de tempo, as atividades diárias e os grupos de residentes com a geração de resíduos sólidos urbanos nas províncias de Zhejiang, Guangdong, Hebei, Henan e Sichuan, na China (Fu *et al.*, 2015).

No Brasil, a ACP foi utilizada para inter-relacionar fatores socioeconômicos (renda e educação) e demográficos (estrutura etária e domiciliar) com a produção de RSD em Belo Horizonte (Silva *et al.*, 2012). Além disso, foi usada no Distrito Federal/Brasil com base nos anos de 2003 a 2014 para estudar a interferência do Produto Interno Bruto (PIB) total e *per capita*, da população total e urbana, da densidade demográfica, do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), do consumo de energia total e *per capita* e do consumo de bens e produtos com a geração de resíduos sólidos domésticos (Cardoso, 2016).

Diante do exposto, a pesquisa busca correlacionar quatro indicadores (população, renda, geração e composição gravimétrica) presentes nos setores de coleta de RSD da cidade de Recife/Brasil. Este artigo é a primeira etapa de um estudo maior que vem sendo realizado na cidade, o qual busca propor modelos de gestão de RSD viáveis e que atenda às particularidades socioeconômicas e ambientais de Recife, com base no que está proposto pela PNRS (Brasil, 2010).

### Metodologia

Nesta etapa será abordada informações relativas à área de estudo, à descrição detalhada do método utilizados e à ferramenta analítica empregada na análise. É importante ressaltar que o presente artigo é uma extensão da pesquisa publicada por Silva et al. (2018), bem como propõe uma outra perspectiva e abordagem aos dados analisados. Nesta vertente, utilizou-se novos critérios e metodologias para o tratamento e a análise dos dados, como o método *Z-score* para a padronização do banco de dados, o critério Jolliffe (1986) para determinação e seleção dos componentes principais, o método de validação *leverage correlation* e o emprego do *The Unscrambler* como programa estatístico. Estes critérios permitiram a análise mais detalhada e aprofundada dos resultados obtidos.

### Área de estudo

O estudo foi realizado na cidade de Recife por apresentar instrumento legal já elaborado, como a Política Estadual de Resíduos Sólidos (PERS), Lei nº 14.236 (Pernambuco, 2010); Plano de gestão de resíduos sólidos em fase de estruturação e pela facilidade quanto ao acesso às informações. Recife é a capital do Estado de Pernambuco e está localizada na Região Nordeste do Brasil (Figura 1).

O município está situado a 7 metros de altitude e posicionado nas coordenadas geográficas de 8°3'15" Sul e 34°52'53" Oeste. Com área de 218.435 km<sup>2</sup>, está dividida em seis Regiões Político-Administrativa (RPA), compreendendo 94 bairros. Possui população estimada para 2020 de 1,653,461 habitantes, densidade demográfica de 7,569.58 hab.km<sup>-2</sup>, Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* de R\$ 31,743,72 hab.ano<sup>-1</sup> e Índice de Desenvolvimento Urbano Municipal (IDHM) de 0.772 (IBGE, 2020).

O estudo foi estruturado em três etapas: definição dos setores de coleta, determinação dos indicadores gerenciais de resíduos sólidos domiciliares e, por fim, tratamento estatístico dos dados.



**Figura 1.** Localização geográfica de Recife e identificação dos setores de coleta estudados.

### Definição dos setores de coleta

Inicialmente foi solicitado à Empresa A, concessionária responsável pela coleta domiciliar de 81 bairros de Recife, o que equivale a 70% da área coletada, o mapa de setores de Recife, a fim de conhecer a área de abrangência e selecionar os setores contemplados no estudo. Os setores ou rota de coleta são micro áreas que compreendem bairros, de forma parcial ou total, pelos quais os caminhões coletores passam e realizam as atividades de coleta e limpeza urbana.

Em seguida, foram estabelecidos critérios para seleção dos setores, como: bairros inseridos no setor, localização geográfica, nível econômico, presença de estabelecimentos comerciais e domiciliares, e frequência dos veículos coletores de RSD. Estes critérios contribuíram para tornar a amostragem estratificada, heterogênea e representativa. A localização geográfica dos setores procedeu com base nas Regiões Político-Administrativas (RPA), que divide a cidade do Recife em Centro, Norte, Noroeste, Oeste, Sudoeste e Sul (Recife, 1997). Já as informações preliminares do nível econômico dos setores foram advindas de Cavalcanti *et al.* (2008), seguindo a qualificação utilizada por Jucá *et al.* (2014), a saber: classe A (mais de dez salários mínimos), B (de cinco a dez salários), C (de dois a cinco salários) e D (até dois salários).



Quanto à presença de estabelecimentos comerciais e domiciliares nos setores de coleta, estas informações foram advindas de visitas *in loco*. Por fim, os dados de frequência da coleta de RSD foi obtida junto à Empresa A, sendo os setores agrupados em alternado diurno (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira), alternado diurno (terça-feira, quinta-feira e sábado), alternado noturno (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira), a lternado noturno (terça-feira, quinta-feira e sexta-feira), diário noturno, e Diário diurno.

**Quadro 1.** Perfil dos 31 setores de coleta de RSD selecionados no estudo.

Setores	Bairros inseridos	RG	CE	CA	FVC
1-04	Casa Amarela e Monteiro	NO	C	R e C	AD2
1-16	Casa Forte, Parnamirim e Casa Amarela	NO	A	R	AD2
1-22	Arruda e Água Fria	N	C	R e C	AD2
1-30	Campina do Barreto, Peixinhos e Água Fria	N	D	R e C	AD2
1-38	Prado, Zumbi, Madalena e Cordeiro	O	D	R	AD2
2-14	San Martin, Mustardinha e Bongí	SE	D	R	AD1
2-34	Imbiribeira, Jiquiá, Afogados e Areias	S	D	R	AD1
2-40	Ipsep	S	C	R e C	AD1
2-42	Ipsep	S	C	R	AD1
2-44	Afogados e Bongí	SO	D	R e C	AD1
3-01	Santo Amaro e Campo Grande	CE	D	R e C	AN2
3-05	Espinheiro, Aflitos e Encruzilhada	NO	A	R e C	AN2
3-09	Jaqueira, Tamarineira, Rosarinho e Graças	NO	A	R e C	AN2
3-37	Cordeiro, Zumbi e Iputinga	O	C	R	AN2
3-45	Madalena, Graças e Derby	O	B	R	AN2
4-03	Pina e Boa Viagem	S	B	R	AN1
4-13	Boa Viagem	S	C	R	AN1
4-17	Boa Viagem e Imbiribeira	S	D	R e C	AN1
4-23	Boa Viagem	S	A	R	AN1
4-29	Boa Viagem	S	C	R	AN1
5-03	Boa Vista, Soledade e Ilha do Leite	CE	C	C	DN
5-09	Recife (Centro), Santo Amaro e St. Antônio	NO	D	C	DN
5-11	Santo Amaro e Boa Vista	CE	C	C	DN
5-14	Torrões e Cordeiro	O	D	R	DN
5-22V	Água Fria e Fundão	N	D	R e C	DN
5-32V	Dois Unidos, Beberibe e Linha do Tiro	N	D	R	DN
6-12	Nova Descoberta e Brejo da Guabiraba	NO	D	R e C	DD
6-20	Morro da Conceição, Vasco da Gama	NO	D	R	DD
6-24	Mangabeira e Alto José do Pinho	NO	D	R	DD
6-82	Pina, Imbiribeira e Cabanga	CE	D	R	DD
6-84	Brasília Teimosa e Pina	S	D	R	DD

Legenda: RG – região geográfica, N – norte, S – sul, O – oeste, NO – noroeste, SE – sudeste, SO – sudoeste, CE – centro, CE – classe econômica, CA – característica, R – área residencial, C – área comercial, FVC – frequência dos veículos coletores, AD1 - alternado diurno (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira), AD2 - alternado diurno (terça-feira, quinta-feira e sábado), AN1 - alternado noturno (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira), AN2 - alternado noturno (terça-feira, quinta-feira e sexta-feira), DN - diário noturno, e DD - Diário diurno.

Por fim, de posse destas informações, foram selecionados 31 setores (Quadro 1), os quais correspondem a aproximadamente 30% da população finita. Todos os dados foram obtidos no período de dezembro/2013 a março/2014.

### Determinação dos indicadores

Os indicadores gerenciais foram definidos *ex post* à seleção dos setores de coleta do estudo. Foram utilizados quatro indicadores quantitativos: população, renda e geração de RSD, composição gravimétrica. Os valores de população e renda total e *per capita* foram obtidos em Jucá *et al.* (2014), com base nos dados censitários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). Os resultados alusivos à renda média domiciliar foram analisados e agrupados em classes econômicas, por meio da tabela de classificação social da Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República do Brasil (Brasil, 2012) (Tabela 1). A geração média e *per capita* dos resíduos nos setores, referentes ao ano de 2013, foram fornecidos pela Empresa A. Os dados de geração de resíduos do estudo corresponderam às médias mensais de RSD coletadas pelo sistema convencional e destinadas ao aterro sanitário CTR Candeias, destino final dos RSD coletados pelo sistema domiciliar da cidade. A geração *per capita* foi calculada pela Equação 1:

$$GRPC = \frac{GR}{POP}$$

**Equação (1)**

Onde, GRPC - Geração de resíduos *per capita* (kg.hab.<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), GR - Geração média mensal de resíduos (kg.mês<sup>-1</sup>) e POP - População estimada na rota para o ano de 2013 (hab.), com base nos dados do Censo brasileiro de 2010 (IBGE, 2010).

**Tabela 1.** Classificação da Classe Social.

Classe social	Grupo	Renda <i>per capita</i>	Renda familiar (pai, mãe e 2 filhos)
Baixa	Extremamente pobre	Até R\$ 81.00	Até R\$ 324.00
	Pobre, mas não extremamente pobre	Até R\$ 162.00	Até R\$ 648.00
	Extremamente pobre	Até R\$ 81.00	Até R\$ 324.00
Média	Baixa classe media	Até R\$ 441.00	Até R\$ 1,764.00
	Média classe media	Até R\$ 641.00	Até R\$ 2,564.00
	Alta classe media	Até R\$ 1,019.00	Até R\$ 4,076.00
Alta	Baixa classe Alta classe	Até 2,480.00	Até R\$ 9,920.00
	Alta classe	Acima de 2,480.00	Acima de R\$ 9,920.00

Fonte: Brasil, 2012.

A composição gravimétrica dos 31 setores de RSD ocorreu nas proximidades da área de descarte final da CTR Candeias durante os meses de novembro e dezembro de 2013, nos turnos manhã e tarde. A amostragem dos resíduos seguiu a técnica de quarteamento, com base na metodologia da NBR 10,007 (ABNT, 2004).

Os resíduos foram descarregados numa área pavimentada e protegida com lona (em torno de 12 toneladas) com o auxílio de um caminhão compactador, foram previamente homogeneizados por uma retroescavadeira hidráulica, separados em quatro partes iguais com cerca de 2.00 t (primeiro quarteamento) e selecionados aleatoriamente em 2 partes. Este procedimento foi realizado novamente resultando num montante final de aproximadamente 1.00 t. Em seguida, realizou-se uma amostragem de 110.00 a 115.00 kg de resíduos, os quais foram segregados, adicionados sem compactação em recipientes identificados e pesados com o auxílio de uma balança eletrônica digital (Marca Filizola/Modelo MF 100), com capacidade máxima de 100.00 kg e sensibilidade de 0.02 kg.

Como no Brasil não existe uma legislação específica que padronize a caracterização gravimétrica de RSD, foi utilizada a classificação da Norma Portuguesa, Portaria nº 851/2009 (Diário da República Portuguesa, 2009), a mesma adotada para Comunidade Econômica Europeia (CEE). Esta foi adaptada conforme a realidade brasileira. Os resíduos foram categorizados em putrescíveis (somatório dos resíduos alimentares, de jardim e madeira/coco), recicláveis (composto pelos plásticos filme e rígido, metal, vidro, papel/papelão, jornal/revista) e outros resíduos (soma dos componentes têxtil, sanitários, compósitos, borracha/couro, resíduos perigosos e rejeito) (Jucá *et al.*, 2014).

#### Tratamento estatístico dos dados

Os indicadores utilizados no estudo foram: população; renda domiciliar e *per capita*; geração total e *per capita* de RSD; e composição gravimétrica - resíduos putrescíveis (somatório dos resíduos alimentares, de jardim e madeira/coco) e recicláveis (somatório das frações plástico, papel/papelão, metal e vidro). Assim, foi utilizada uma matriz de dimensão 31 x 7. Os dados foram previamente padronizados pelo método Z-score (Kreyszig, 1979; Jang *et al.*, 2018) (Equação 2), para que tivessem a mesma medida de escala, favorecendo a interpretabilidade dos dados (Wang *et al.*, 2013).

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

**Equação (2)**

Onde, Z = escore padrão; x = Valor da variável não padronizada;  $\mu$  = Média aritmética do indicador;  $\sigma$  = Desvio padrão do indicador.

No intuito de estabelecer um padrão de correlação entre a população, a renda, a geração e a composição dos resíduos e identificar os indicadores definidores da realidade dos setores, foi utilizada a técnica multivariada denominada por Análise de Componente Principal (ACP). A análise multivariada utiliza, simultaneamente, todas as variáveis na interpretação teórica dos dados obtidos. Esta é uma técnica de análise quantitativa exploratória e não confirmatória dos dados, haja vista que o tratamento das amostras em estudo gera perguntas/hipóteses e não respostas/confirmações (Hair *et al.*, 2010).

A ACP, denominada por Hotelling de *Principal Component Analysis* (PCA) (Hotelling, 1933), é uma ferramenta exploratória que possibilita a análise multivariada de dados, sem perdas significativas de informações, gerando padrões nos dados, de modo que semelhanças e diferenças sejam destacadas (Santo, 2012). A análise consiste na conversão de uma matriz original  $n \times p$  em uma matriz sintética (onde  $n$  é o número de indivíduos e  $p$  representa o conjunto de variáveis); na determinação de autovalores e autovetores; e na obtenção de combinações lineares das variáveis originais, as quais são denominadas de Componentes Principais (CP) (Bro e Smilda, 2014).

As CP são expressas por cargas fatoriais para cada variável presente na estrutura dos dados, denominadas autovetores. Também, cada componente acumula uma parte da variabilidade total, gerando uma estimativa da variância compartilhada por cada componente, chamada de autovalores (Hair Junior *et al.*, 2009). Esta CP possui dimensão equivalente a matriz original, independência estatística, indivíduos similares agrupados e eliminação das variáveis originais com pouca informação.

Cada combinação linear maximiza a variabilidade dos dados deixados pela matriz anterior. Assim, a primeira componente (CP1) apresentará maior grau de explicabilidade dos dados da matriz original, e a segunda componente (CP2) explicará o máximo da variância restante da CP1. A CP pode ser determinada por meio do algoritmo de variância-covariância ( $\Sigma$ ) ou de correlação (R) (Soares *et al.*, 2017). No presente estudo, utilizou-se a matriz de correlação para avaliar a inter-relação dos indicadores e identificar os mais representativos no estudo, como realizado por Agovino *et al.* (2016).

A definição do número de CP utilizada no estudo seguiu o critério de Jolliffe (1986), sendo selecionada a CP com variância acumulada a partir de 70%. Foram selecionadas as cargas fatoriais (autovetores) superiores a 0.50 nas PC definidas para o estudo (Finkler *et al.*, 2015). O método de validação utilizado foi o *leverage correlation*, de modo que a matriz de dados tivesse média igual a zero e desvio padrão igual a 1. O círculo unitário foi método gráfico adotado para a análise de correlação (Jardim *et al.*, 2014). O programa estatístico utilizado foi o *The Unscrambler v. 9.7*.

## Resultados e discussão

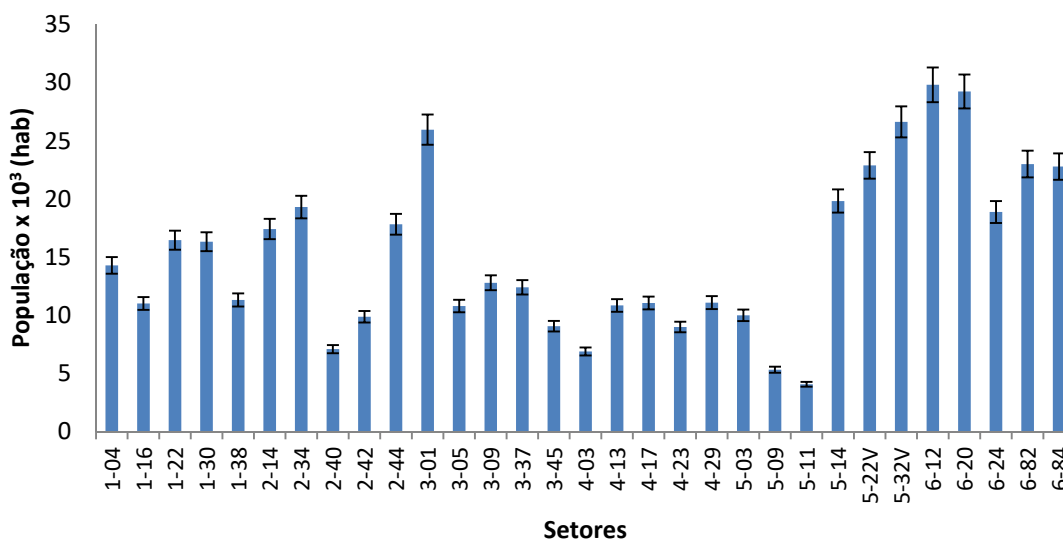
Neste item serão apresentados os resultados de população, renda, geração e composição gravimétrica dos 31 setores de coleta de RSD de Recife. Além disso, serão estabelecidos os padrões de correlação existentes entre estes indicadores com base na ferramenta estatística ACP.

### Indicadores

Os resultados estão apresentados de acordo com a seguinte ordem: população, renda domiciliar e *per capita*, geração total e *per capita* de resíduos sólidos, composição gravimétrica e análise de componente principal dos indicadores.

### População dos setores

A população dos 31 setores de coleta de RSD no ano de 2013 foi de 473,478 habitantes, correspondendo a aproximadamente 30% da amostra total (Figura 2).



**Figura 2.** Estimativa populacional dos setores de coleta para o ano de 2013.

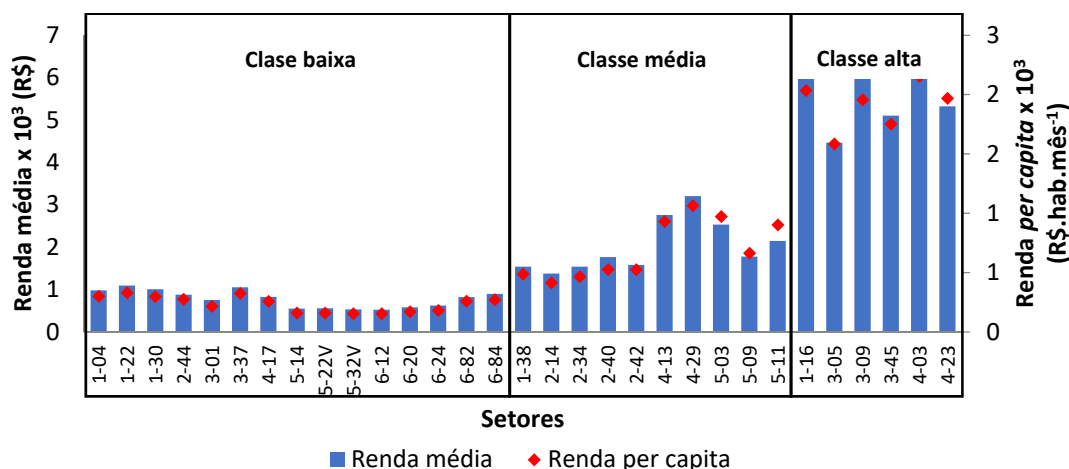
A população média dos setores foi de 15,273 habitantes, com valores máximos e mínimos de 29,814 e 4,078 habitantes, respectivamente. Os setores 6-12 e 6-20 apresentaram as maiores populações do estudo, com valores de 29,814 e 29,241 habitantes, respectivamente, ao passo que os setores 5-11 e 5-09, com populações respectivas de 4,078 e 5,333 habitantes, apresentaram as menores populações. Os dados populacionais dos setores apresentaram

valores distintos devido à densidade demográfica, ao número de bairros inseridos e às características residencial e comercial do setor.

### Renda média dos setores

A renda domiciliar média dos setores (Figura 3) foi de R\$ 2,091.00, com valor máximo de R\$ 6,066.00 e mínimo de R\$ 523.00. Quanto à renda *per capita*, os valores máximo e mínimo foram respectivamente de R\$ 2,153.00 a R\$ 153.00, sendo a média de aproximadamente R\$ 705.87. Os setores 1-16, 4-03 e 3-05 apresentaram as maiores rendas domiciliares médias do estudo, com valores de R\$ 6,066.00, R\$ 5,995.00 e R\$ 5,989.00, respectivamente. Em contrapartida, os setores 5-32V e 6-12, por abrangerem bairros de baixo poder aquisitivo, obtiveram os menores valores.

Dos 31 setores estudados (Figura 3), 15 foram enquadrados como classe baixa (1-04, 1-22, 1-30, 2-44, 3-01, 3-37, 4-17, 5-14, 5-22V, 5-32V, 6-12, 6-20, 6-24, 6-82 e 6-84), 10 como classe média (1-38, 2-14, 2-34, 2-40, 2-42, 4-13, 4-29, 5-03, 5-09 e 5-11) e 6 (seis) como classe alta (1-16, 3-05, 3-09, 3-45, 4-03, 4-23). A renda domiciliar média dos setores de classe alta (R\$ 5,490.00) foi sete vezes superior à renda média dos setores de classe baixa (R\$ 778.00) e aproximadamente três vezes superior à renda média dos setores de classe média (R\$ 2,022.00). O valor da renda domiciliar média dos setores de classe alta foi semelhante aos valores obtidos por Dias *et al.* (2014) nas áreas de classe alta da cidade do Rio de Janeiro (em torno de R\$ 5.656,00). Já nas áreas de classe baixa, os autores constataram que a renda média variou em torno de R\$ 198.50 a R\$ 279.50, valor inferior ao apresentado pela cidade de Recife.



**Figura 3.** Renda domiciliar média e *per capita* dos setores.

Os setores de classe alta (R\$ 1,907.56) apresentaram renda *per capita* média oito vezes superior à média dos setores de classe baixa (R\$ 233.00) e cerca de três vezes superior ao valor médio dos setores de classe média (R\$ 693.98). Segundo Ogwueleka (2013), o aumento da renda familiar implica no aumento dos padrões de consumo das famílias, o que resulta em maiores quantitativos de geração de resíduos sólidos.

### Geração dos resíduos sólidos domiciliares

A geração de resíduos sólidos varia em torno das cidades e ao longo do tempo, devido às distintas características socioeconômicas que a tornam heterogênea (Gallardo *et al.*, 2014). Deste modo, prevê-la é fundamental para o planejamento, dimensionamento e gestão municipal destes materiais (Saladié, 2016; Pisani Júnior *et al.*, 2018). Diversos aspectos podem interferir nesta geração, como: físicos, geográficos, climáticos, socioculturais, econômicos, políticos, entre outros (Dias *et al.*, 2014; Gallardo *et al.*, 2014; Suthar e Singh, 2015; Ghinea *et al.*, 2016; Kawai e Tasaki, 2016; Xu *et al.*, 2016).

A geração total média dos 31 setores de coleta de RSD em 2013 foi de aproximadamente 8,285.00 toneladas (Figura 4). Já a geração *per capita* média foi de 0.77 Kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Este valor foi inferior a geração *per capita* média dos municípios de São Paulo (0.90 Kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), de acordo com Pisani júnior *et al.* (2018), e da cidade de João Pessoa (0.81 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), como constatou Medeiros *et al.* (2015).

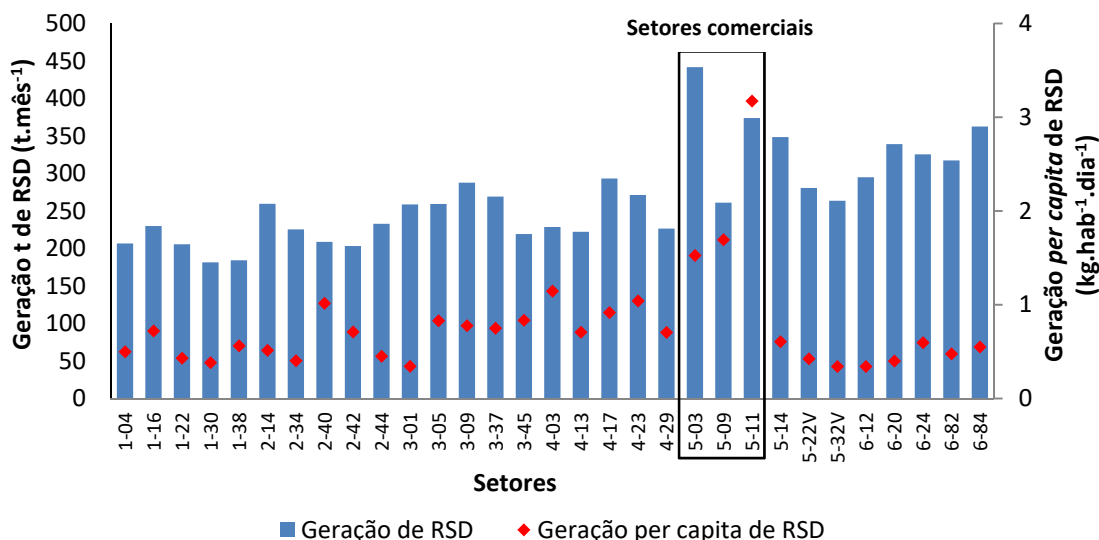


Figura 4. Geração total e *per capita* de RSD dos setores de coleta.

Os setores 5-03 e 5-11 apresentaram as maiores gerações de RSD correspondendo a 441.73 t.mês<sup>-1</sup> e 373.95 t.mês<sup>-1</sup>, respectivamente. Já os setores essencialmente comerciais: 5-11 (3.17 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), 5-09 (1.70 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e 5-03 (1.53 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), apresentaram as maiores gerações *per capita* do estudo.

Os setores de classe alta apresentam geração *per capita* de resíduos superior (0.89 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) aos de classe baixa (0.50 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e média (0.66 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). No entanto, tiveram valores inferiores aos setores com características comerciais (2.13 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). Estes resultados ratificam os estudos de Jadoon *et al.* (2014), constatando que nas áreas de alto poder aquisitivo da cidade de Lahore, no Paquistão, a geração *per capita* dos resíduos foi superior (0.96 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) às áreas de classe média (0.73 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e baixa (0.67 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). No entanto, Khan *et al.* (2016) verificaram que a geração *per capita* dos resíduos domiciliares da cidade de Dhanbad, Índia, foi maior nas áreas de classe média baixa (0.46 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) do que em área de classe alta (0.38 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), média alta (0.40 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), média (0.42 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e baixa (0.37 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). Ainda neste sentido, Monavari *et al.* (2012) constataram que a geração *per capita* dos resíduos da cidade de Ahvaz no Irã foi maior em grupos de baixa renda (1.49 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) do que nas áreas de classe média (0.96 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e alta (0.80 kg.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>).

Para Medeiros *et al.* (2015) os baixos quantitativos de geração de resíduos nas áreas de classe baixa podem relacionar-se à baixa abrangência do serviço de coleta existente, o que implica na redução da frequência de coleta e, conseqüentemente, na quantidade de resíduo coletado, podendo desestimular a participação popular e induzir o descarte inadequado destes materiais em terrenos baldios. Ademais, os autores afirmam que os elevados valores de geração de resíduos obtidos nas áreas mais nobres estão relacionados à estreita relação consumo-descarte de materiais, ou seja, o aumento da renda implica no aumento do padrão de consumo de bens e no aumento do descarte destes materiais.

#### Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares

A geração de resíduos recicláveis no estudo (41.17%) foi superior ao de resíduos putrescíveis (em torno de 36.00%) e ao de outros resíduos (22.81%) (Figura 5). Estes resultados contrapõem os estudos realizados por Jadoon *et al.* (2014) na cidade de Lahora no Paquistão, por Prades *et al.* (2015) nas cidades espanholas acima de 5,000 habitantes, por Suthar e Singh (2015) na cidade de Dehradum na Índia e, por fim, por Xu *et al.* (2016) na ilha de Xiamen na China, no qual foram observados que a geração de resíduos orgânicos foi superior a quantidade de materiais potencialmente recicláveis, com valores respectivos de 67.46%, 42.14%, acima de 80.00% e 66.00%.



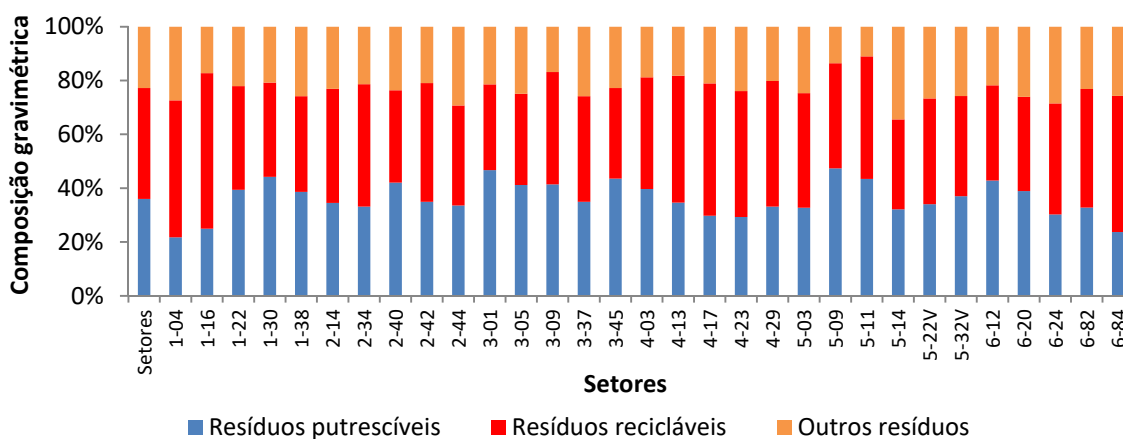


Figura 5. Gravimetria dos RSD dos setores de coleta de Recife.

Os setores 1-16 e 1-04 apresentaram os maiores percentuais de resíduos recicláveis, com valores de 57.78% e 50.90%, respectivamente. Em contrapartida, os setores 5-09, 3-01, 1-30 e 3-45 apontaram maiores gerações de putrescíveis com valores respectivos de 47.34%, 46.72%, 44.18% e 43.58%. Notou-se que a maior geração de resíduos recicláveis ocorreu nos setores de classe alta (42.54%) e comercial (42.41%). Alguns autores (Gallardo et al., 2014; Suthar e Singh, 2015; Khan et al., 2016) também relatam resultados semelhantes. De acordo com Suthar e Singh (2015) à medida que a economia cresce e a população se torna mais urbanizada, há um aumento direto na geração de resíduo potencialmente reciclável, o que justifica o aumento destes materiais em áreas mais nobres de uma cidade.

Também foi constatado que os maiores percentuais de resíduos putrescíveis foram gerados pelos setores essencialmente comerciais (41.16%), frente aos de classe alta (36.69%), média (37.46%) e baixa (34.80%). Estes resultados não condizem com pesquisas realizadas por Monavari et al. (2012), por Gallardo et al. (2014) e por Suthar e Singh (2015), os quais obtiveram maiores percentuais de resíduos putrescíveis em áreas de classe baixa. Seguindo esta mesma lógica, Khan et al. (2016) constataram que na cidade de Dhanbad, na Índia, a geração de resíduos putrescíveis foi superior em regiões de alto poder aquisitivo (38.00%) do que naquelas com baixa renda (28.00%).

### Correlação dos indicadores

As CP1 e CP2 explicaram aproximadamente 94.20% da variabilidade do conjunto de dados do modelo (Tabela 2). Como este percentual foi superior aos 70.00% da variância explicada acumulada (Jolliffe, 1986), foram utilizadas as duas primeiras componentes principais para estabelecer os padrões de correlação e identificar os indicadores mais representativos do estudo.

**Tabela 2.** Variância explicada e total das componentes principais.

Componentes principais (CP)	Variância explicada (%)	Variância acumulada (%)
1	86.337	86.337
2	7.861	94.198
3	3.187	97.385
4	2.298	99.683
5	0.249	99.932
6	0.048	99.980
7	0.020	100.000

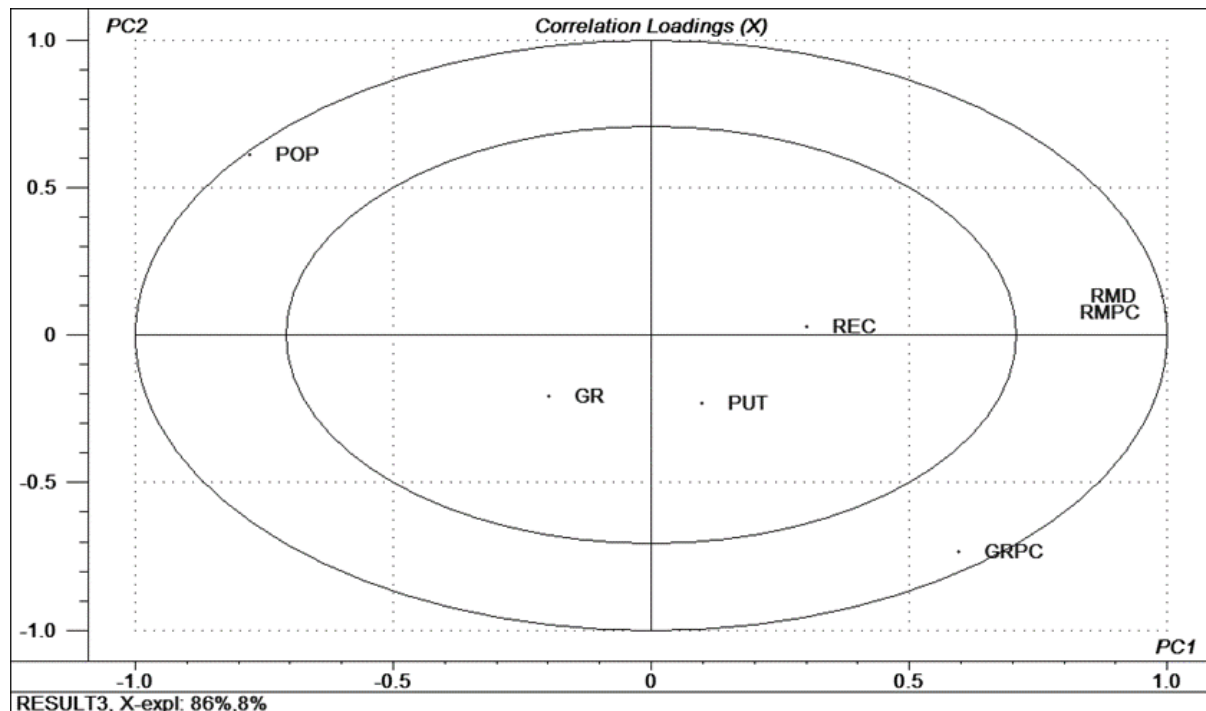
Notou-se que a população, as rendas domiciliar e *per capita*, assim como a geração de resíduos *per capita* foram bem explicadas pela CP 1. Já a CP 2 explicou bem os dados populacionais e de geração de resíduos *per capita*. Entretanto, a geração de resíduos, os resíduos recicláveis e os putrescíveis não foram representativos nas duas primeiras CP, por apresentarem autovetores inferiores a 0.50 (Tabela 3).

Verificou-se na CP 1 e 2 que a população e a geração de resíduos *per capita* apresentaram padrão de correlação negativo nos 31 setores de coleta estudados (Figura 6). Deste modo, nos setores com elevada concentração populacional a geração de resíduos por habitante foi inferior aos setores de baixa densidade populacional.

**Tabela 3.** Autovetores das CP1 e CP2.

Indicadores	Componentes Principais	
	1	2
POP	-0.778	0.613
RMD	0.991	0.132
RMPC	0.997	0.007
GR	-0.199	-0.207
GRPC	0.597	-0.735
REC	0.301	0.003
PUT	0.009	-0.230

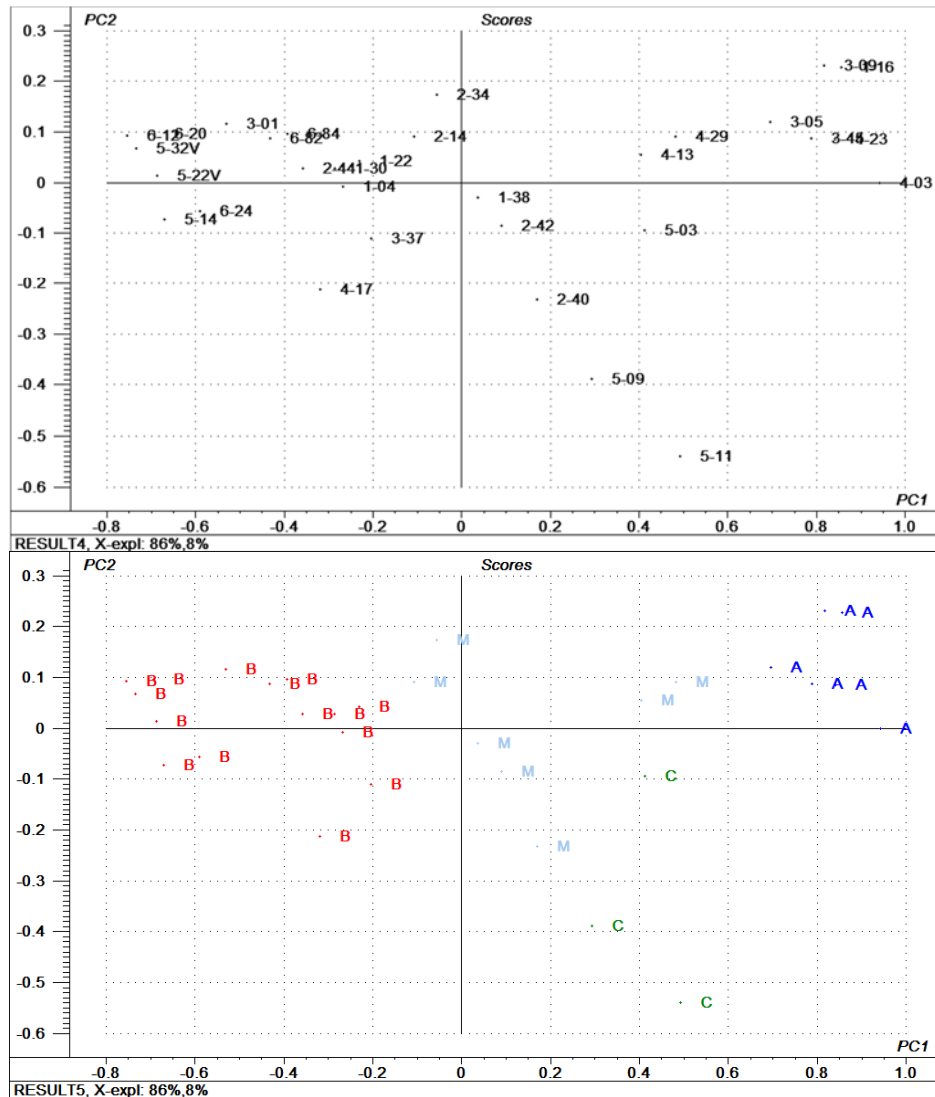
Legenda: POP – população (hab.), RMD – renda média domiciliar (R\$.mês<sup>-1</sup>), RMPC – renda média per capita (R\$.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), GR – geração de resíduos (t.mês<sup>-1</sup>), geração de resíduos per capita (t.hab.<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), REC – resíduos recicláveis (%) e PUT – resíduos putrescíveis (%).



**Figura 6.** Correlação dos sete indicadores nos 31 setores de coleta estudados.

Notou-se na CP1 que as rendas (*domiciliar e per capita*) apresentaram correlação positiva com a geração de resíduos *per capita*. Neste sentido, a geração destes materiais por habitante foi maior nos setores de classe alta do que nos setores de classe baixa. Com isto, verificou-se a renda como o indicador determinante e impulsionador da geração de resíduos sólidos nos 31 setores de coleta estudados de Recife. Esta lógica foi constatada nos estudos realizados em Lahore, no Paquistão (Jadoon *et al.*, 2014); em Morélia, no México (Buenrostro-Delgado *et al.*, 2015); na China (Chu *et al.*, 2016); e em duas cidades brasileiras, João Pessoa/Brasil (Medeiros *et al.*, 2015) e o Distrito Federal/Brasil (Cardoso, 2016).

Os 31 setores contemplados no estudo foram graficamente bem representados no modelo matemático (Figura 7). Os setores de classe alta, média, baixa e comercial foram distribuídos em arranjos bem delimitados e organizados conforme suas características econômicas.



**Figura 7.** Distribuição dos 31 setores de coleta selecionados no estudo. Legenda: A – Classe alta, M – Classe média, B – Classe baixa e C – setores comerciais.

No entanto, pesquisas realizadas na Catalunha/Espanha (Saladié, 2016) e na ilha de Xiamen na China (Xu *et al.*, 2016), não encontraram correlação positiva significativa entre estas variáveis. Ainda não foi alcançada uma visão consensual quanto à correlação positiva da renda e geração de RSD, pois esta relação depende de outros fatores, como por exemplo o grau de urbanização da área estudada. Nesta perspectiva, nos estágios iniciais de urbanização, a ascensão da renda familiar estimularia o consumo e, por consequência, aumentaria a produção de RSD. Contudo, os efeitos positivos do nível de renda sobre o consumo diminuiriam gradualmente conforme o processo de urbanização. Assim, nos estágios avançados, o aumento da renda implicaria na

redução da produção de RSD, devido à difusão da consciência ambiental da população. Isto foi observado pelos autores na Ilha de Xiamen, na China, no qual constataram correlação não significativa da renda e geração de resíduos, em virtude dos estágios avançados de urbanização na área estudada (Xu *et al.*, 2016).

### Conclusão

Os setores apresentaram valores distintos para os quantitativos de população, renda, geração e composição gravimétrica, devido às especificidades socioeconômica, de geração e composição de resíduos de cada setor, como número de bairros inseridos, localização geográfica, classe social, característica residencial e/ou comercial, dentre outros. Além disso, os setores apresentaram maiores percentuais de resíduos potencialmente recicláveis frente aos putrescíveis, reflexo de uma economia pautada no crescente consumo de produtos industrializados e descartáveis.

Os indicadores renda e geração *per capita* apresentaram forte correlação positiva entre si, em detrimento da correlação negativa com os dados populacionais. As rendas domiciliar e *per capita* foram os indicadores determinantes na geração *per capita* dos RSD dos 31 setores de coleta da cidade de Recife. Desta forma, os setores de maior poder aquisitivo apresentaram maior produção de resíduos por habitante.

A ACP mostrou-se uma importante ferramenta analítica para gerar padrões de correlação nos 31 setores de coleta de Recife. Esta correlação busca auxiliar no planejamento e na tomada de decisão dos modelos de gestão de resíduos sólidos que contemplem as particularidades socioeconômicas dos setores de coleta.

### Referências

- Agovino, M., Ferrara, M., Garofalo (2016) An exploratory analysis on waste management in Italy: A focus on waste disposed in landfill. *Land Use Policy*, **57**, 669–681.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *NBR 10007: Amostragem de resíduos*. Rio de Janeiro, 14 pp. Acesso em 01 de dezembro 2020, disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/residuos/files/2014/04/nbr-10007-amostragem-de-resc3adduos-sc3b3lidos.pdf>
- Bari, M. L., Mata, H. T. C., Wanderley, L. A. (2014) Gestão de resíduos nos estados/municípios brasileiros: avaliação e análise dos procedimentos para a escolha do modelo de gestão ambiental. *Nexos Econômicos*, **8**(2), 107-121.
- Brasil (2010) *Lei Federal nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*, Brasília, DF. Acesso em 01 de dezembro 2020, 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 (2012). *Relatório de definição da classe média no Brasil*. São Paulo, Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE), Presidência da República. Acesso em: 01 dez. 2020, disponível em: <https://issuu.com/sae.pr/docs/relatoriocm>
- Bro, R., Smilde, A. K. (2014) Principal component analysis. *Analytical Methods*, **6**, 2812-2831.
- Buenrostro-Delgado, O., Ortega-Rodriguez, J. M., Clemitshaw, K. C., González-Razo, C., Hernández-Paniagua, I.Y. (2015) Use of genetic algorithms to improve the solid waste collection service in an urban area. *Waste Management*, **41**, 20-27.
- Cardoso, M. S. S. (2016) *A gestão de resíduos sólidos urbanos na RIDE-DF: a geração e a coleta seletiva*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, DF.
- Caribé, R. M. (2015) *Análise multivariada no comportamento dos recalques em célula experimental de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, PB.
- Cavalcanti, H., Lyra, M. R. B., Avelino, E. (Eds) (2008) *Mosaico urbano do Recife: Inclusão/Exclusão Socioambiental*, Massangana, Pernambuco, BR, 178 p.p.
- Chu, Z., Wu, Y., Zhou, A., Huang, W. C. (2016) Analysis of influence factors on municipal solid waste generation based on the multivariable adjustment. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, **35**(6), 1629-1633.
- Costa, A. R. S. (2017) *Análise da gestão dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Recife-PE a partir de indicadores de sustentabilidade*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal Rural de Pernambuco, PE.
- Diário da República Portuguesa (2009) *Portaria nº 851/2009, Norma portuguesa que estabeleci a padronização da caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos*. Acesso em 01 de dezembro de 2020, disponível em: <https://dre.pt/pesquisa/-/search/494002/details/maximized>
- Dias, D. M., Martinez, C. B., Barros, R. T. V. (2014) Generation estimate of municipal solid waste as subsidy actions aimed to environmental sustainability. *R Bras Cienc Ambient.*, **33**, 13–20
- Dutra, R. M. S., Yamane, L. H., Siman, R. R. (2018) Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers organizations: A case study of 16 Brazilian cities. *Waste Management.*, **77**, 50–58.
- El-Deir, S. G. (Eds) (2012) *Educação ambiental no semiárido: propostas metodológicas de extensão rural*, Edufrpe, Recife, Pernambuco, BR. 224 p.p.
- Finkler, N. R., Peresin, D., Cocconi, J., Bortolin, T. A., Rech, A., Schneider, V. E. (2015) Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. *Rev. Amb. Água*, **10**(4), 784-792.
- Fu, H.Z., Li, Z.S., Wang, R. (2015) Estimating municipal solid waste generation by different activities and various resident groups in five provinces of China. *Waste Management*, **41**, 3–11.
- Fudala-Ksiazek, S., Pierpaoli, M., Kulbat, E., Luczkiewicz, A. (2016) A modern solid waste management strategy – the generation of new by-products. *Waste Management*, **49**, 516-529.
- Hair Júnior, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., Anderson, R. E., Tatham, R. L. (2009) *Análise multivariada de dados*, Porto Alegre: Bookman.
- Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., Anderson, R. E. (2010) *Multivariate Data Analysis*. Porto Alegre: Bookman. 6ª ed. ISBN: 0-13-032929-0.
- Hotelling, H. (1933) Analysis of a Complex of Statistical Variables into Principal Components. *Journal of Educational Psychology*, **24**, 417-441 and 498-520.
- Gallardo, A., Carlos, M., Peris, M., Colomer, F.J. (2014) Methodology to design a municipal solid waste generation and composition map: A case study. *Waste Management*, **34**, 1920–1931
- Ghinea, C., Dragoi, E.N., Comanita, E.D., Gavrilescu, M., Câmpean, T., Curteanu, S., Gavrilescu, M. (2016) Forecasting municipal solid waste generation using prognostic tools and regression analysis. *J Environ Manage.*, **182**, 80–93.

- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Censo demográfico 2010: resultados da amostra – rendimento para os municípios pernambucanos*. Acesso em 01 de dezembro de 2020, disponível: <https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) *IBGE - Cidades: Recife para o ano de 2020*. Acesso em 01 de dezembro de 2020, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>
- Jang, D., Park, H., Choi, G. (2018) Estimation of Leakage Ratio Using Principal Component Analysis and Artificial Neural Network in Water Distribution Systems. *Sustainability*, **10**(750).
- Jardim, F. A., Von Sperling, E., Jardim, B. F. M., Almeida, K. C. B. (2014) Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(3), 207-218.
- Jadoon, A., Batool, S.A., Chaudhry, M.N. (2014) Assessment of factors affecting household solid waste generation and its composition in Gulberg Town, Lahore, Pakistan, *J Mater Cycles Waste Manag.*, **16**, 73–81.
- Jolliffe, I.T. (1986) *Principal Component Analysis*. Springer-Verlag.
- Jucá, J. F. T., Firmo, A. L. B., Oliveira, L. R. G., Brito, E. P. L., Silva, R. C. P., Góis, T. M. L. (Eds) (2014) *Estudo da geração e composição dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Recife. Relatório técnico*, Recife.
- Kawai, K., Tasaki, T. (2016) Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. *J Mater Cycles Waste Manag.*, **18**, 1–13.
- Khan, D., Kumar, A., Samadder, S.R. (2016) Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. *Waste Management*, **49**, 15–25.
- Kreyszig, E. (1979) *Advanced Engineering Mathematics*, John Wiley & Sons Inc.: Hoboken, NJ, USA.
- Lenz, S., Bohm, K., Ottner, R., Huber-Humer, M. (2016) Determination of leachate compounds relevant for landfill aftercare using FT-IR spectroscopy. *Waste Management*, **55**, 321-329.
- Medeiros, J. E. S.F., Paz, A.R., Morais Júnior, J.A. (2015) Análise da evolução e estimativa futura da massa coletada de resíduos sólidos domiciliares no município de João Pessoa e relação com outros indicadores de consumo, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**(1), 119-130.
- Monavari, S. M., Omrani, G. A., Karbassi, A., Raof, F. F. (2012) The effects of socioeconomic parameters on household solid-waste generation and composition in developing countries (a case study: Ahvaz, Iran). *Environ. Monit. Assess.*, **184**(4), 1841–1846.
- Ni, Z., Liu, J., Zhang, M. (2017) Short-term pre-aeration applied to the dry anaerobic digestion of MSW, with a focus on the spectroscopic characteristics of dissolved organic matter. *Chemical Engineering Journal*, **313**, 1222-1232.
- Ogwueleka, T. C. (2013) Survey of household waste composition and quantities in Abuja, Nigeria. *Resource Conservation and Recycling*, **77**, 52–60.
- Pernambuco (2010) *Lei nº 14.236 - Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências, PE, de 13 de dezembro de 2010*. Acesso em 01 de dezembro de 2020, disponível em: [http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS\\_ANEXO/Lei%2014236;141010;20101229.pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/Lei%2014236;141010;20101229.pdf)
- Pisani Júnior, R., Castro, M. C. A. A., Costa, A. A. (2018) Influence of population, income and electricity consumption on per capita municipal solid waste generation in São Paulo State, Brazil. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **20**, 1216–1227.
- Prades, M., Gallardo, A., Ibàñez, M.V. (2015) Factors determining waste generation in Spanish towns and cities. *Environ Monit Assess.*, **187**, 1-13.
- Recife (1997) *Lei nº 16.293 - Dispõe sobre as Regiões Político-Administrativas do Município de Recife*. Acesso em 01 de dezembro 2020, disponível em: <https://cm-recife.jusbrasil.com.br/legislacao/266206/lei-16293-97>
- Saladié, O. (2016) Determinants of waste generation per capita in Catalonia (North-eastern Spain): the role of seasonal population, *European Journal of Sustainable Development*, **5**(3), 489-504.

- Santo, R. E. (2012) Utilização da Análise de Componentes Principais na compressão de imagens digitais. *Einstein*, **10**(2), 135-139.
- Sel, I., Çakmakci, M., Özkaya, B., Altan, H. S. (2016) Case study on prediction of remaining methane potential of landfilled municipal solid waste by statistical analysis of waste composition data. *Waste Management*, **56**, 310–317.
- Shirmer, W. N. Crovador, M.I.C., Martins, K.G., Fraqueto, R., Cabral, A.R., Capanema, M.A., Jucá, J.F.T. (2017) Análise por componentes principais para o volume de biogás gerado em aterro sanitário e a correlação com variáveis físico-químicas. *Revista Gestão Sustentável e Ambiental*, **5**, 2, 149-164.
- Silva, H., Barbieri, A. F., Monte-Mór, R. L. (2012) Demografia do consumo urbano: um estudo sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares no município de Belo Horizonte. *Revista Brasileira de Estatística Populacional*, **29**(2), 421-449.
- Silva, R. C. P., Bezerra, R. P. L., El-Deir, S. G., Jucá, J. F. T. (2018) Correlação de indicadores gerenciais nos setores de coleta de resíduos sólidos domiciliares da cidade de Recife/PE, Brasil. In: *Cleaner Production for Achieving Sustainable Goals*. Barraquilha, Colombia. Acesso em 01 dez. 2020, disponível em: [http://www.advancesincleanerproduction.net/7th/files/sessoes/6A/5/silva\\_rcp\\_et\\_al\\_academic.pdf](http://www.advancesincleanerproduction.net/7th/files/sessoes/6A/5/silva_rcp_et_al_academic.pdf)
- Soares, M. A. R., Quina, M. J., Reis, M. S., Quinta-Ferreira, R. (2017) Assessment of co-composting process with high load of an inorganic industrial waste. *Waste Management*, **59**, 80–89.
- Suthar, S., Singh, P. (2015) Household solid waste generation and composition in different family size and socio-economic groups: a case study. *Sustain. Cities Soc.*, **14**, 56–63.
- Wang, H., Shangguan, L., Wu, J., Guan, R. (2013) Multiple linear regression modeling for compositional data. *Neurocomputing*, **122**, 490–500.
- Xu, L., Lin, T., Xu, Y., Xiao, L., Ye, Z., Cui, S. (2016) Path analysis of factors influencing household solid waste generation: a case study of Xiamen Island, China, *J Mater Cycles Waste Management*, **18**, 377–384.
- Zaman, A. U. (2014) Measuring waste management performance using the “Zero Waste Index”: the case of Adelaide, Australia. *Journal of Cleaner Production*, **66**(1), 407-419.



# REVISTA AIDIS

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

## REAPROVEITAMENTO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE PODAS URBANAS – AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL

## RECOVERY AND VALORIZATION OF URBAN PRUNING WASTE – EXPERIMENTAL EVALUATION

\* Miriam de Fátima Carvalho <sup>1</sup>

Juan Carlos Rossi Alva <sup>2</sup>

Maria Carolina de Paiva Costa <sup>3</sup>

Felipe Guimarães Souza <sup>2</sup>

Márcio José Pinheiro Ramos da Silva <sup>4</sup>

Tamara Ribeiro Castro <sup>2</sup>

Recibido el 10 de junio de 2019; Aceptado el 14 de septiembre de 2020

### Abstract

*This article presents and discusses monitoring data from composting process of urban organic waste mixtures (pruning: P, fruit and vegetables: FV and animal bedding: CM), aiming to recycle it and use the compost in parks and garden areas as an alternative for the sustainable management of this specific waste. Small open-air piles (between 210 and 730 kg) of organic waste mixtures in three different proportions were monitored two times of the year (November to April and May to September). The rainfall index, the piles temperature and the environment were monitored daily for 150 days, while the turning occurred twice a week during the period, with adjustments of the moisture content. Physical, chemical and bacteriological analyses (as pH, inert, organic matter, carbon, nitrogen, C:N ratio, metal concentration and the presence of pathogens) were carried out on the mixtures on the first and last monitoring days. Both monitoring periods presented similar environmental conditions, which allows us to presume that the lower temperatures achieved in the piles studied from May to September (between 30° to 50°C) and the higher C:N ratios obtained from the compost at the end of the process (between 16:1 to 12:1) were related to the smaller pile volumes, which causes heat loss to the environment, making decomposition harder. The organic compost from the different studied mixtures attend partially with the specifications of Class C compost specified by the Brazilian Ministry MAPA, because presented same bacteria that compromise its use in agriculture, however can be used in urban green areas and in recovery degraded land.*

**Keywords:** composting, waste management, organic waste.

<sup>1</sup> Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto de Biologia, Universidade Católica do Salvador, Brasil.

<sup>3</sup> Agência de Soluções Ambientais e Sociais, Brasil.

<sup>4</sup> Secretária da Cidade Sustentável e Inovação, Prefeitura Municipal do Salvador, Brasil.

\* Autor Correspondente: DCTM, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Rua Prof. Aristides Novis, 2, Federação, Salvador, Ba, CEP: 40210-630. Brasil. Fone: Email: [miriam.machado@ufba.br](mailto:miriam.machado@ufba.br)

## Resumo

Este artigo apresenta e discute dados de monitoramento do processo de compostagem de misturas de resíduos orgânicos urbanos (podas: P, frutas e verduras: FV e cama de animal: CM) visando a reciclagem e o uso do composto em áreas de parques e jardins como alternativa de gestão sustentável destes resíduos. Pequenas pilhas a céu aberto (entre 210 a 730 kg) de misturas desses resíduos orgânicos, em três proporções foram monitoradas em duas épocas do ano (novembro a abril e maio a setembro). Foram monitorados diariamente o índice de chuva, a temperatura das pilhas e a do ambiente por 150 dias, enquanto o revolvimento ocorreu duas vezes por semana durante o período, com ajustes de umidade. Análises físico-químicas e bacteriológicas (pH, inertes, matéria orgânica, carbono, nitrogênio, relação C:N, concentração de metais e presença de patógenos) foram realizadas nas misturas no primeiro e no último dia de monitoramento. Os dois períodos monitorados apresentaram condições ambientais próximas, o que permite supor que a obtenção de menores temperaturas nas pilhas no período de maio a setembro (entre 30 a 50°C) e as maiores relações C:N obtidas para os compostos no final do processo (entre 16:1 a 12:1) estão relacionados com os menores volumes das pilhas, ocasionando perda de calor para o ambiente, dificultando a decomposição. Os compostos orgânicos provenientes das diferentes misturas estudadas atenderam parcialmente às especificações brasileiras do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) para composto Classe C, pois apresentaram algumas bactérias que comprometem sua utilização na agricultura, contudo podem ser utilizados em áreas verdes urbanas e na recuperação de áreas degradadas.

**Palavras chave:** compostagem, gerenciamento de resíduos, resíduos orgânicos.

---

## Introdução

O aumento na produção de resíduos sólidos urbanos (RSU), a redução de áreas adequadas para sua disposição e maiores restrições ambientais para licenciamento de novas áreas de deposição tem motivado o emprego de tecnologias voltadas para reciclagem e valorização de resíduos urbanos em todo o mundo. No Brasil, embora a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei nº 12.305/10) estabeleça como prioridade no gerenciamento, a não geração, a redução, a reutilização e reciclagem e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos, essa prática ainda é incipiente no país. Cerca de 97% dos RSU coletados ainda são aterrados e 50% deste constitui-se de material degradável (IPEA, 2012 e IBGE, 2010).

Apesar disto, prática de compostagem para o RSU ainda é pouco usada, possivelmente isso seja resultado de uma coleta única praticada pela maioria dos municípios, que contribui com a contaminação da matéria orgânica e acaba gerando um composto de baixa qualidade e de pouca aceitação no mercado (Massukado, 2008; Siqueira e Assad, 2015).

Compostagem é um processo biológico, aeróbio de decomposição microbiana da matéria orgânica, no estado sólido e úmido, que precisa de condições físicas e químicas adequadas para levar à formação de um produto de boa qualidade (Kiehl, 2004; Ch'ng *et al.*, 2013). É uma técnica antiga de processamento de resíduos, utilizada rusticamente já nas primeiras sociedades

agrícolas (Silva, 2007). Trata-se de um eficiente processo de baixo custo, grande simplicidade e flexibilidade operacional para tratar quantidades diversificadas de resíduos orgânicos (Silva, 2007, Chiarello *et al.*, 2018).

O processo se dá segundo duas fases: fase ativa de degradação e fase de maturação e humificação, ocorrendo em períodos distintos e sequenciais, onde o resíduo orgânico *in natura* se transforma, sob ação de micro-organismos, em composto que é um corretivo orgânico, o qual não supre as demandas de minerais para as plantas (Durán e Henríquez, 2010), mas pode, contudo, melhorar as características físicas e químicas do solo e sua de retenção de umidade. O processo é influenciado pelo tamanho das partículas (granulometria), umidade, aeração, relação carbono/ nitrogênio, temperatura e pH (Haug, 1993; Carneiro *et al.*, 2013).

A qualidade do composto está diretamente ligada ao tipo de matéria-prima utilizada e à condução do processo de compostagem (Pan *et al* 2012). No Brasil, compostos orgânicos fabricados de resíduos limpos são classificados segundo a Instrução Normativa N.º 25, de 23 de julho de 2009 (MAPA, 2009) como Classe A e os oriundos de coleta domiciliar como Classe C. Esta normativa também apresenta, para cada classe, especificações de parâmetros físico-químicos e de granulometria, enquanto a Instrução Normativa N.º 7/2016 (MAPA, 2016) especifica limites máximos de contaminantes no produto final.

Compostos orgânicos de boa qualidade, atendendo a Instrução Normativa nº 25/2009, do MAPA tem sido produzidos em todo país a partir da mistura de resíduos de podas urbanas e resíduos orgânicos coletados de forma seletiva de grandes geradores e de feiras livres (Zaparoli e Barros, 2016; Brito, 2008). Todavia, quando a fração orgânica provém de coleta convencional, existe um grande desafio na obtenção de compostos de qualidade adequada. Na maioria das vezes, eles contém impurezas como pedras, pequenos plásticos, papéis, cacos de vidros, dentre outros, além da possível presença de metais pesados e de organismos patogênicos (salmonellas e estreptococos). Dessa forma, para se ter uma valorização e gestão adequada da fração orgânica do RSU deve-se atentar para separação do resíduo na fonte geradora e uso de coleta diferenciada (Fernandes e Silva,1999).

No contexto da economia circular, a valorização de resíduos orgânicos urbanos provenientes de podas, de centro de abastecimento e de feiras tem um grande apelo ambiental e de sustentabilidade. O emprego do composto na manutenção de áreas verdes da cidade e na sua vizinhança potencializa a recuperação ambiental, o aproveitamento da matéria orgânica e reduz a contaminação de áreas com disposição em aterros. Assim, este artigo visa estudar o processo de compostagem de misturas de resíduos urbanos em pequenas pilhas a céu aberto e em condições climáticas diferentes, objetivando a reciclagem de resíduos orgânicos e o uso do composto para manutenção de áreas verdes da cidade como alternativa de gestão mais sustentável de podas urbanas.

## Metodologia

### Monitoramento do processo de compostagem em campo

Pilhas de pequenas massas foram montadas na cidade de Salvador no Estado da Bahia, Brasil, utilizando misturas de diferentes materiais (Tabela 1): cama de animal (CM) proveniente de feiras agropecuárias que acontecem na cidade, frutas e verduras (FV) provenientes do Centro de Abastecimento da Bahia (CEASA) e resíduos verdes ou podas (P) provenientes da poda de árvores das vias públicas da cidade. As pilhas foram montadas em dois períodos climáticos distintos: período seco (PS) e período chuvoso (PC) e em triplicata, totalizando nove pilhas em cada período. Observa-se na Tabela 1 que as pilhas do período chuvoso têm menos da metade da massa das pilhas do período seco, isso ocorreu devido à mudança na logística de recebimento das podas e problema com triturador de galho utilizado. Para montagens das pilhas no período chuvoso em tempo hábil, empregou-se material mais ressecado e triturado há algum tempo, o que afetou a relação C:N dessas pilhas, com resultados levemente abaixo da faixa indicada como ideal, entre 30:1 a 40:1 (Awasthi *et al.*, 2014; Onwosi *et al.*, 2017). A mistura 03, no período seco, também apresentou relação C:N levemente abaixo da ideal (27.5:1). A mistura 01 (70% P e 30% CM) é uma proporção largamente empregada na fabricação de composto e serviu de base comparativa para as outras duas misturas estudadas.

Os resíduos de podas foram picotados com o auxílio de triturador de galhos (Honda 40HP, diâmetro máximo de alimentação 8”) e os troncos mais grossos foram descartados. A trituração aumenta a superfície específica do material, o que facilita a atuação dos micro-organismos durante o processo de decomposição. Os restos de frutas e verduras foram picotados manualmente com facas e facões. A cama de animal contém esterco de gado e serragem em quantidade variável.

As pilhas foram construídas sobre bases quadradas de 3 m de lado, confeccionadas em alvenaria, revestidas externamente com reboco e impermeabilizadas internamente com manta de PVC de 1.0 mm de espessura, protegida por um geotêxtil (Figura 1), expostas ao tempo visando simular as condições reais de pequenas comunidades.

**Tabela 1.** Proporções e dimensões médias para as pilhas usadas em cada experimento.

Mistura	Pilhas	Proporção de Material		PS (novembro - abril)			PC (maio a setembro)				
		Carbonado	Nitrogenado	Massa (kg)	C:N	H (m)	L (m)	Massa (kg)	C:N	H (m)	L (m)
01	7, 8 e 9	P :70%	CM: 30%	726	40.2:1	0.96	2.53	212	29.4:1	0.80	1.40
02	4, 5 e 6	P: 70%	CM: 10%, F+V:20%	736	44.2:1	0.92	2.52	320	29.3:1	0.90	1.60
03	1, 2 e 3	P: 60%	F+V: 40%	713	27.5:1	0.76	2.48	553	23.9:1	0.93	2.50

P – Resíduos verdes ou Poda; CM – Cama de animal, F+V: frutas e verduras, C:N -Relação carbono nitrogênio, PS – Período seco, PC – Período chuvoso, H: altura, L: comprimento.

As bases apresentam um caimento de cerca de 2% para uma de suas extremidades, onde foi instalado um dreno e um recipiente para a coleta do percolado gerado durante o processo de compostagem, que foi reinserido na pilha. As pilhas foram construídas dispondo na base os resíduos de poda, no meio os resíduos de cama de animal e/ou frutas e verduras e no topo outra camada de poda (Figura 1). As camadas foram umedecidas com água, utilizando regadores manuais, pois os resíduos de cama de animal e as podas estavam com baixo teor de umidade. As pilhas foram monitoradas por cerca de 150 dias, sendo aferida diariamente a temperatura ambiente e das pilhas e o índice pluviométrico, ocorrendo interrupções nos fins de semana e feriados. Também foi aferido o teor de umidade das pilhas duas vezes por semana.

A aferição da temperatura foi realizada por termômetro digital com haste de metal de 70 cm de comprimento, inserido em três posições na pilha (base, meio e topo) e em três pontos aleatórios destas posições. O índice pluviométrico foi medido por um pluviômetro existente na área (Modelo Ville de Paris). A umidade de cada pilha foi determinada através de amostras representativas coletadas em seis a nove pontos aleatórios na pilha e secadas em estufa à 60°C por 24 horas, em duplicata. O teor de umidade em base úmida ( $w = M_w/M_t$ , onde  $M_t$  = massa da amostra úmida e  $M_w$  = massa de água) menor ou igual a 55% foi tido como valor limite para indicar se o revolvimento deveria ser associado com o umedecimento, ou seja, a irrigação das pilhas. Duas vezes por semana as pilhas foram revolvidas e umedecidas de acordo com a necessidade, de forma manual usando ferramentas do tipo mão de onça, onde as camadas foram reviradas, de baixo para cima com objetivo de fornecer oxigênio e controlar a temperatura e umidade da massa.



**Figura 1.** Detalhe de construção das bases com impermeabilização e montagem das pilhas.

### Análises Laboratoriais

Compreenderam as determinações das características físico-químicas das misturas usadas nas montagens das diferentes pilhas (1º dia) e dos compostos no final do processo (150º dia). Amostra representativa de cada matéria-prima foi mesclada na proporção equivalente de cada mistura, formando assim a amostra inicial, ensaiada em triplicada. No final do processo de compostagem, amostra representativa de cada composto foi obtida por meio de amostragem do material, com amostrador de PVC, em diferentes pontos da pilha. As análises físico-químicas realizadas seguiram sequências analíticas propostas por Kiehl (1985), com algumas adaptações no que se referem a moagem e digestão das amostras usando ácido nítrico em bloco digestor. O teor de Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) foi determinado após a digestão ácida de 1,5 g de amostra com 40 mL de ácido sulfúrico concentrado, seguido por uma destilação Kjeldahl para a obtenção do nitrogênio amoniacal que foi titulado com uma solução 0,1N de NaOH conforme descrito por Malavolta *et al.* (1997). Para obtenção de um maior nível de confiabilidade dos resultados obtidos as análises foram realizadas em triplicatas.

Foram realizadas análises microbiológicas do composto para verificar a presença de organismos patogênicos (bactérias e coliformes). A quantificação de coliformes totais e termotolerantes foi realizada através da técnica de tubos múltiplos seguindo a metodologia descrita no *SMEWW Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Eaton *et al.*, 2005). Esta metodologia é amplamente preconizada pela Vigilância Sanitária e demais órgãos regulamentadores do Brasil. Para verificar as bactérias (*Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Pseudomonas spp.* e *Staphylococcus spp.*) foram empregados os meios de cultura Agar MacConkey, Ágar SS e Ágar EMB incubados a 36°C por 24 horas e observadas as características macroscópicas e morfo tintoriais (coloração de Gram) das colônias.

### **Resultados e análises**

#### Monitoramento do processo de compostagem em campo

As Figuras 2 e 3 apresentam dados de pluviosidade e de temperatura média ao longo do tempo de monitoramento, obtido em três pontos (topo, meio e base) das pilhas de compostagem, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Destas figuras podem-se observar que as temperaturas médias das pilhas acompanharam as variações da temperatura ambiente e as variações do índice de chuva, com o centro da pilha apresentando maiores temperaturas médias.

Observa-se das Figuras 2 e 3 que as temperaturas iniciais obtidas para a mistura 01 são menores que as obtidas para as misturas 2 e 3, que continham resíduos de feira, normalmente, já em estado de apodrecimento na montagem das pilhas, facilitando a instalação do processo. Contudo, na Figura 2 observa-se que a mistura 01 (70% P e 30% CM), tida como padrão, apresentou em geral, maiores valores de temperatura média ao longo de todo o processo (acima de 45°C), mostrando uma leve redução da temperatura após 130 dias do início.

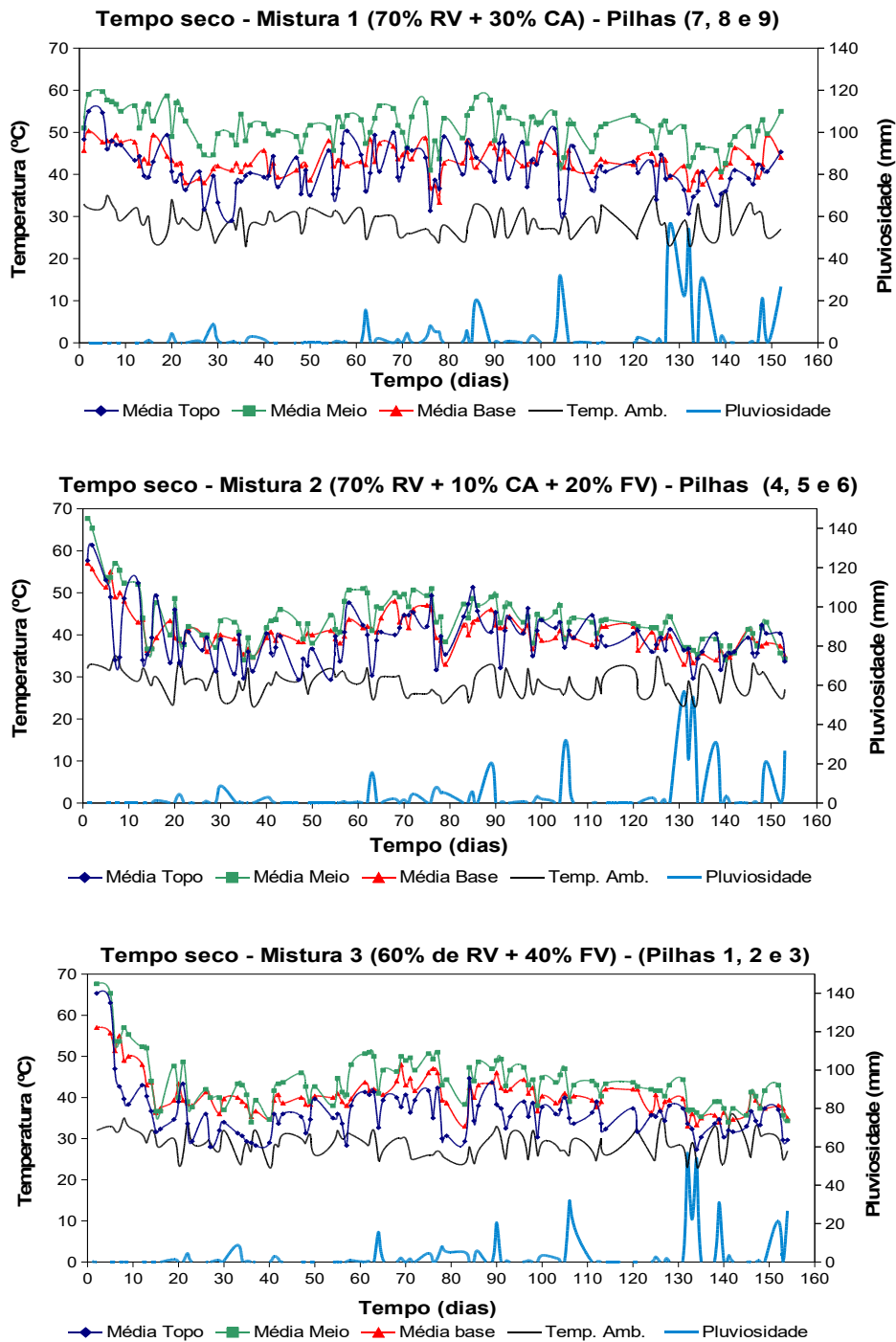


Figura 2. Monitoramento de pilhas de compostagem com diferentes misturas no tempo seco.

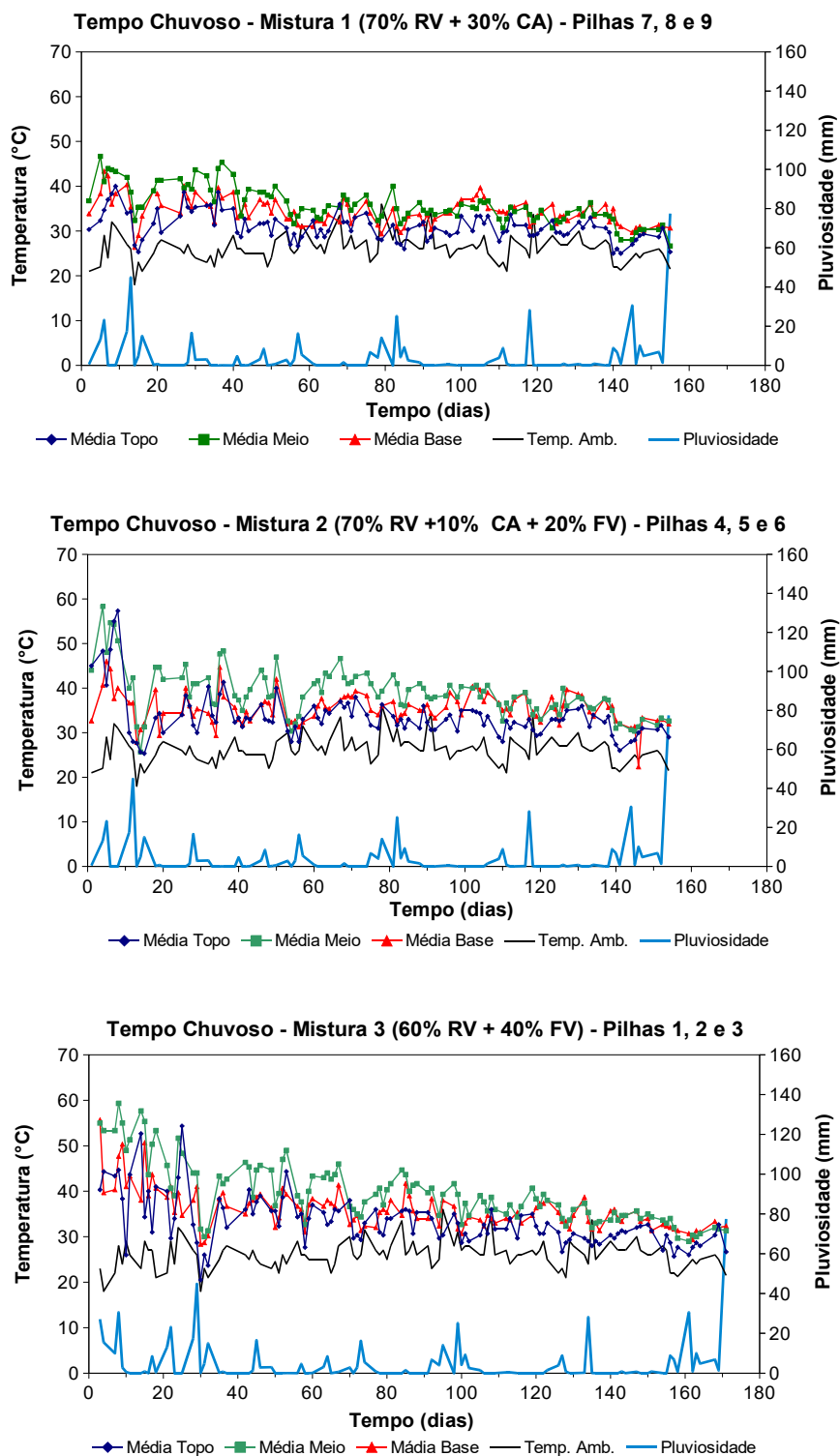


Figura 3. Monitoramento de pilhas de compostagem com diferentes misturas no tempo chuvoso.



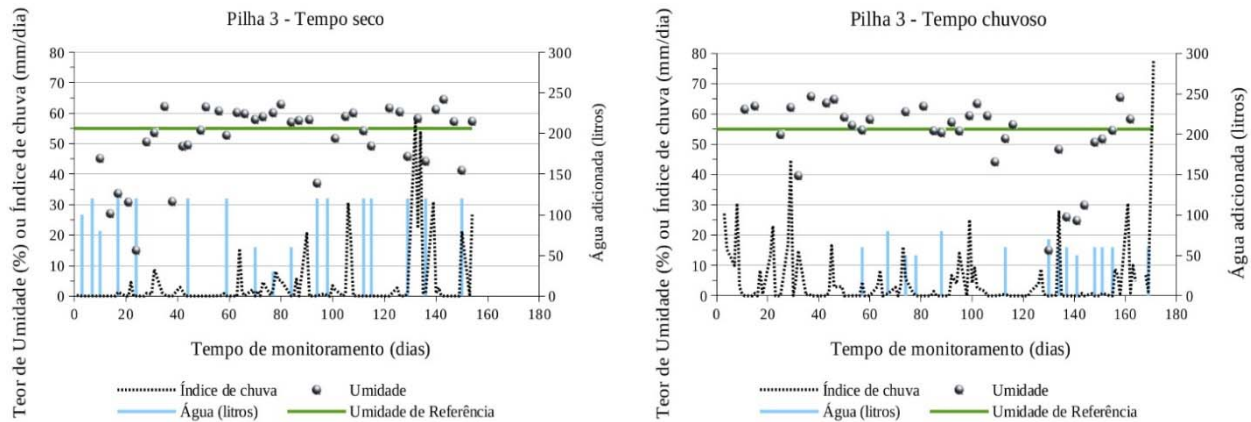
No período seco (Figura 2), as misturas 02 (70% P + 10% CM +20% FV) e 03 (60% P + 40% FV) apresentaram comportamento similar, com valores acima de 65°C no início do processo (colaborando com a eliminação dos organismos patogênicos), que foram reduzindo gradativamente até ficar em torno de 40°C após cerca de 25 dias do início. Valores de temperatura acima 50°C são importantes para eliminar sementes de ervas daninhas e larvas de insetos e helmintos (Pereira Neto, 1996; Fialho *et al*, 2005; Inácio e Miller, 2009; Santos *et al* 2014). As temperaturas apresentaram oscilações, mas mantiveram-se acima dos 40°C, até que no final do processo, a partir de 130 dias, reduziram para cerca de 35°C, aproximando-se da temperatura ambiente.

No período chuvoso (Figura 3), a mistura 01 apresentou durante todo o processo valores de temperatura menores quando comparados com o período seco, iniciando-se com temperaturas levemente acima de 40°C, sendo que a maior parte do processo de compostagem desenvolveu-se com temperaturas em torno de 35°C, abaixando para cerca de 30°C, no final do processo. No período chuvoso a temperatura ambiente média foi de 26°C e o índice pluviométrico foi de 460 mm, enquanto no período seco a temperatura ambiente média foi de 28°C e o índice pluviométrico de 375 mm.

É possível observar que estes valores são relativamente próximos nos dois períodos avaliados, pois na cidade de Salvador tem-se uma pequena faixa de variação de temperatura e chuvas bem distribuídas durante o ano, o que facilita a manutenção do processo de compostagem. Contudo, o comportamento de menores temperaturas no período chuvoso pode ter sido influenciado pela menor quantidade de matéria-prima utilizada na montagem das pilhas, fazendo com que estas perdessem mais facilmente o calor para o ambiente (Tabela 1). Segundo Haug (1993), leiras de menor dimensão têm uma superfície exposta proporcionalmente maior em relação às leiras maiores e um volume gerador de calor menor, aquecendo-se com menor intensidade.

Durante o processo de compostagem as pilhas foram irrigadas durante o revolvimento quando se obtinha teor de umidade (BW) menor que a umidade de referência (55%). O volume de água usado foi definido empiricamente, sendo que no período chuvoso era colocado cerca de 60 litros de água em cada pilha que apresentava  $w < 55\%$  e no período seco cerca de 120 litros, conforme ilustra a Figura 4, com dados típicos obtidos nos dois períodos estudados.

Segundo Reis (2005), a água é fundamental para que haja atividade microbológica (reações bioquímicas, captação de nutrientes, reprodução, entre outros), contudo, seu excesso provoca anaerobiose levando a produção de chorume e atração de vetores. Durante a compostagem, a umidade dentro da pilha muda com a evaporação, precipitação e com a formação de água resultante da atividade metabólica dos micro-organismos.



**Figura 4.** Resultados típicos de umidade e irrigação da pilha ao longo da compostagem nos períodos estudados.

### Análise do composto

Na Tabela 2 apresenta-se as médias aritméticas dos resultados obtidos através das análises físico-químicas realizadas com amostras representativas do material no início e no final da compostagem. Em todas as misturas estudadas, independente do período, as especificações da Instrução Normativa nº 25, (MAPA, 2009), para composto orgânico Classe C foram atendidas, referente à concentração de carbono total (mínimo de 15%), nitrogênio total (mínimo de 0.5%), relação C:N (máximo 20:1), pH (mínimo de 6.5%), concentrações limites para o cádmio (3 mg/kg) e chumbo (150 mg/kg).

De uma forma geral, no início, as misturas apresentaram valores de pH ligeiramente ácidos, aumentando ao longo processo, como esperado (Kiehl, 2004; Silva, 2007; Heidemann *et al*, 2007; Valente *et al.*, 2009, Pandey *et al.* 2016, Costa *et al* 2018), atingindo valores de pH entre 8 a 9 no final do processo. O teor de umidade foi ajustado durante todo o tempo de compostagem a fim permanecer na faixa adequada. No período chuvoso, obteve-se no fim do processo (150º dia) teores de umidade acima de 60% nas três misturas, sendo superior ao valor máximo de 50% especificado para o composto segundo a Instrução Normativa Nº 25 (MAPA, 2009). Contudo, o teor aferido é compatível com as condições de precipitação ocorridas no fim do período, que mostram ocorrência de cerca de 80 mm em um dia (ver figura 3).

Todas as misturas testadas apresentaram um aumento da porcentagem de inertes no produto final. Provavelmente, isso se deve ao manejo das pilhas durante os revolvimentos, onde parte do material caía para fora da base, entrando em contato com agregado que acabava sendo incorporado a pilha. Excetuando a mistura 1 do período chuvoso, nas outras misturas houve também um aumento nos teores de resíduo mineral total (cinza total), que segundo Kiehl (2004) ocorre durante o processo de decomposição devido a mineralização da matéria orgânica,

podendo ser desdobrado em resíduo mineral insolúvel (principalmente sílica) e resíduo mineral solúvel (contendo macro e micronutrientes). Teores maiores da fração solúvel contribuem para o crescimento das plantas, sendo portanto, mais convenientes para as suas funções.

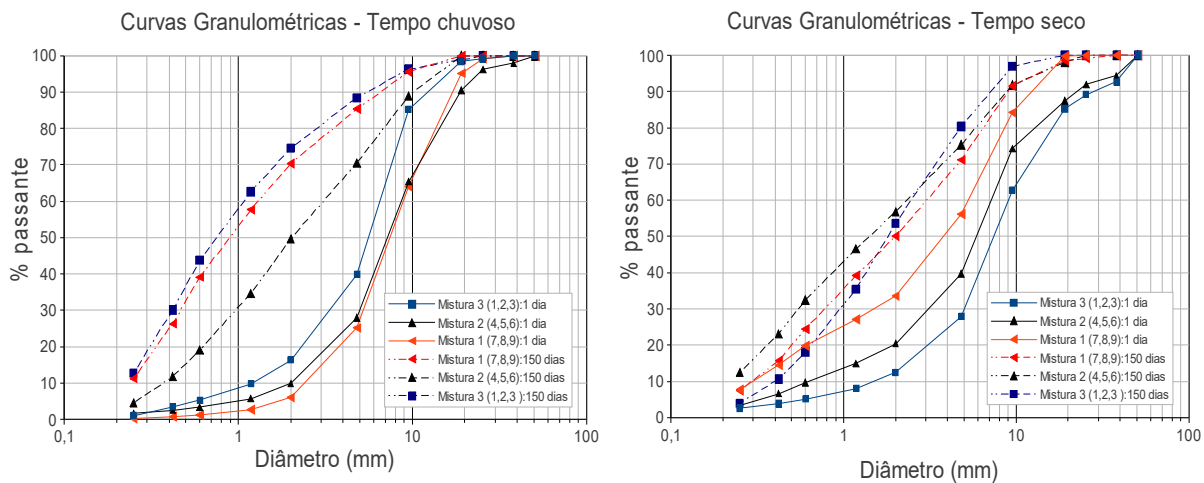
**Tabela 2.** Resultados analíticos das amostras iniciais (1º dia) e média dos resultados analíticos do produto final (150º dias) referentes a cada mistura.

COMPONENTE ANALISADO	TEMPO SECO					
	1º Dia			150º dias		
	Mistura 1	Mistura 2	Mistura 3	Mistura 1	Mistura 2	Mistura 3
pH	6.3	6.40	6.56	9.13	8.06	8.95
Umidade 60 - 65°C (%)	25.14	28.20	32.50	28.13	38.76	49.98
Inertes (%)	0.01	0.00	0.07	1.89	0.67	1.96
*Mat. Org. Total(combustão) (%)	91.05	87.26	85.97	86.16	82.68	68.99
Resíduo Mineral total (%)	6.62	9.14	9.46	9.95	9.95	15.51
Resíduo Mineral Insolúvel (%)	0.93	3.49	2.96	4.54	4.35	8.68
Resíduo Mineral Solúvel (%)	5.69	5.65	6.50	5.41	5.60	6.84
*Carbono org total (%)	35.45	35.08	33.29	19.58	19.68	18.13
Nitrogênio total (%)	0.66	0.57	0.82	1.05	1.08	0.85
Relação C/N (C org total e N total) (%)	40.20	44.19	27.49	13.35	11.30	10.70
Fósforo (P2O5) (%)	0.07	0.09	0.10	0.12	0.22	0.23
Potássio (K2O) (%)	0.74	0.94	0.48	0.72	1.15	0.85
Chumbo (mg/kg)	10.40	78.94	59.51	4.85	11.65	11.60
Cádmio (mg/kg)	3.27	3.61	2.74	<0.49	<0.49	<0.49
N:P:K	6.6:0.7:7.4	5.7:0.9:9.4	8.2:1:4.8	10.5:1:17.2	10.8:2:11.5	8.5:2.3:8.5
TEMPO CHUVOSO						
pH	7.49	6.01	4.79	8.36	8.77	8.90
Umidade 60 - 65°C (%)	52.76	53.18	57.77	65.08	62.18	62.12
Inertes (%)	0.82	0.04	0.06	1.35	0.53	1.08
*Mat. Org. Total(combustão) (%)	67.42	81.82	83.80	64.16	66.34	49.61
Resíduo Mineral total (%)	15.39	8.51	6.84	12.30	11.61	19.24
Resíduo Mineral Insolúvel (%)	4.64	6.44	3.44	7.71	8.37	13.89
Resíduo Mineral Solúvel (%)	10.75	2.07	3.40	4.59	3.24	5.35
*Carbono org total (%)	25.00	30.16	29.32	24.70	21.89	18.94
Nitrogênio total (%)	0.40	0.48	0.52	0.59	0.57	0.59
Relação C/N (C org total e N total) (%)	29.36	29.33	23.93	15.75	14.84	11.86
Fósforo (P2O5) (%)	1.27	0.60	0.59	0.53	0.38	0.78
Potássio (K2O) (%)	-	-	-	0.31	0.64	1.18
Chumbo (mg/kg)	-	-	-	7.40	17.10	9.55
Cádmio (mg/kg)	-	-	-	<0.49	<0.49	<0.49
N:P:K	-	-	-	5.9:5.3:31	5.7:3.8:6.4	5.9:7.8:11.8

\*(valores expressos em base seca, umidade determinada a 65°C); - ensaio não executados.

Os compostos finais obtidos no período seco (verão) atingiram maior porcentagem de matéria orgânica (MO>69% em base seca), de nitrogênio (N>0.85%), de carbono (C>18%) e menor teor de fósforo (P>0.12%) quando comparadas com as do período chuvoso (inverno). Por se tratar de um processo de compostagem de pequena escala a céu aberto, as chuvas ocorridas e as regas constantes para o controle da umidade podem ter provocado a lixiviação de parte desses nutrientes, uma vez que ocorrem na forma mineralizada. Não foi observado variações significativas na qualidade final dos compostos provenientes das diferentes misturas, sendo que a mistura 3 (60% P e 40% V+F) sinaliza um menor teor de matéria orgânica e maiores teores de fósforo e potássio no produto final. Embora estes macronutrientes sejam de grande importância para o desenvolvimento e floração das plantas, não há indicação de limite mínimo na Instrução Normativa nº25 (MAPA, 2009) para eles.

No que se refere à análise granulométrica (Figura 5), observa-se uma redução do tamanho das partículas durante o processo de compostagem.



**Figura 5.** Curvas granulométricas das misturas no início e final da compostagem, para o período seco e chuvoso.

Contudo essa redução foi variável tanto em relação à composição das misturas quanto em relação ao período avaliado. No período seco, as amostras iniciais já se apresentavam mais finas, com material menor que 2 mm variando entre 12 a 33%, enquanto no período chuvoso a variação foi entre 7 a 18%. No final do processo, as misturas do período chuvoso apresentaram maior redução do tamanho das partículas, o que contrasta com a relação C:N final, que foi levemente maior que as obtidas para o período seco. Este padrão aponta uma maior dificuldade de decomposição, que é comprovada pelas menores temperaturas médias atingidas ao longo do tempo chuvoso (Figura 3).

Acredita-se que a dificuldade de decomposição é, em grande parte, consequência da perda de calor para o ambiente devido ao menor volume de material usado para montagem das pilhas no período chuvoso e a da maior ocorrência de lignina e celulose, que são substâncias de difícil decomposição.

Comparando os resultados apresentados na Figura 5 com os especificados para composto orgânico (MAPA, 2009), observa-se que o composto obtido não pode ser enquadrado em nenhuma categoria da IN Nº 25. Apesar de se aproximar da classe farelado grosso, ainda contém cerca de 10% de partículas mais grossas, acima do exigido pela normativa. Cabe ressaltar que as curvas apresentadas na Figura 5 são do composto *in natura*, isto é, como ficou ao final da compostagem, sem sofrer peneiramento ou beneficiamento, que geralmente são feitos após a finalização do processo.

As análises microbiológicas indicaram a presença de coliformes totais e termotolerantes em todos os compostos produzidos no tempo seco, com destaque para a mistura 03 que apresentou valor de 1100 NMP/g (fato que pode ser atribuído a reinjeção do chorume na pilha durante este período).

Os compostos das outras misturas para o tempo seco atendem a Instrução Normativa Nº 7 (MAPA, 2016) quanto à presença de coliformes totais e termotolerantes. Também foi encontrado para este período presença de bactérias dos gêneros *Salmonella*, *Enterobacter*, *Proteus* e *Escherichia* em todas as misturas.

No período chuvoso, onde não foi empregado a reinjeção de chorume nas pilhas, a análise do composto apontou a presença somente de coliformes totais e em concentrações muito menores que no tempo seco, chegando a valores de 26 a 240 NMP/g dentro dos limites de contaminantes admitidos para compostos orgânicos da Instrução Normativa Nº 7, (MAPA, 2016). Bactérias dos gêneros *Enterobacter* e *Proteus* foram encontradas nos compostos de todas as misturas do período chuvoso e, para a mistura 3, além destas se encontrou também *Shigella sp.* De acordo com os resultados encontrados nos testes microbiológicos, os compostos produzidos que apresentaram micro-organismos podem ser utilizados para correção de solo de áreas verdes urbanas com fins paisagísticos.

Os resultados obtidos apontam que para se produzir composto de boa qualidade é necessário ter uma matéria-prima limpa, livre de contaminantes e impurezas e um processo bem controlado de decomposição, monitorando a temperatura, a umidade e a aeração. Pilhas a céu aberto sofrem grande influência das condições ambientais (precipitação e insolação), apesar de, neste trabalho, as variações nos dois períodos avaliados não mostraram significativas.

## Conclusões

Com base na caracterização realizada é possível concluir que as diferentes misturas estudadas produziram compostos que atenderam parcialmente as especificações de instruções normativas brasileiras para composto Classe C, pois apresentaram alguns micro-organismos patogênicos que limitam e prejudicam o seu uso para produção agrícola, contudo podem ser usados em áreas verdes com fins paisagísticos.

As três misturas estudadas se mostraram eficientes no processo de compostagem, atingindo uma relação C:N e porcentagem de matéria orgânica no produto final dentro dos limites estabelecidos pelo MAPA. Os resultados do período chuvoso podem ter sido afetados pelo menor volume das pilhas, ocasionando perda de calor para o ambiente dificultando a decomposição, processo evidenciado pelos menores valores de temperatura (em torno de 40°C) e pelas maiores relação C:N obtidas no produto final (valores acima de 12:1).

## Agradecimentos

Agradecemos à FAPESB pelo apoio financeiro a esta pesquisa e à Limpurb pela logística.

## Referencias bibliográficas

- Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Khan, J., Bundela, P. S., Wong, J. W. C., Selvam, A. (2014). Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting, *Bioresource Technology*, **168**, 214-221. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.048>
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2010.* Acesso em 04 de Dezembro de 2017 às 23:15. 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)
- Brito, M. J. C. (2008). *Processo de Compostagem de Resíduos Urbanos em Pequena Escala e Potencial de Utilização do Composto como Substrato*, Mestrado, Programa de Pós-Graduação da Engenharia Processos, UNIT, Aracajú, 124 pp.
- Carneiro, L. J., Costa, M. S. S. M., Costa, L. A. M., Martins, M. F. L., Rozatti, M. A. T. (2013) Nutrient loss in composting of agroindustrial residues, *Engenharia Agrícola*, **33**(4), 796-807. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000400019>
- Ch'ng, H., Ahmed, O. H., Kassim, S., Majid, N. M. A. (2013) Co-composting of pineapple leaves and chicken manure slurry, *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **2**(1), 1-8.
- Chiarelotto, M., Bottin, W. C., Spicker, C. E., Duarte, S. S., Chiarelotto, M., Bortoli, M. M. (2018). Composting of household organic waste: effect on control parameters and final compound quality, *Revista Agro@ambiente On-line*, **12**(4), 272-287. doi: <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v12i4.5126>
- Costa, P., Neves, A. C., Valladão, S. A., Mol, M. P. G. (2018). Avaliação do processo de compostagem de resíduos de folhas de árvores e jardins em uma instituição pública de Belo Horizonte (BRASIL). *AIDIS*, **11**(3), 389-400.
- Durán, L., Henríquez, C. (2010). El vermicompost : su efecto en algunas propiedades del suelo y la respuesta en planta. *Agronomía Mesoamericana*, **21**(1), 85-93.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E. (2005). *Standart methods for the examination of water & Waste - SMEWW*, 21ª Edition, American Public Health Association, USA, 1274 pp.

- Fernandes, F., Silva P.C.M.S. (1999) Manual prático para a compostagem de Biossólidos; UEL-Universidade Estadual De Londrina, Edição PROSAB/FINEP, Rio de Janeiro, 84 pp.
- Fialho, L. L., Silva, W. T. L. da., Milori, D. M. P., Simões, M. L., Martin Neto, L. (2005) *Monitoramento químico e físico do processo de compostagem de diferentes resíduos orgânico*. CIRCULAR TÉCNICA 29, EMBRAPA, São Carlos, 1-6. Acesso em 02 de janeiro 2019, disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/24760/1/CiT292005.pdf>
- Haug, R. T. (1993). *The Practical handbook of compost engineering*, 2nd ed., Lewis Publishers, 717 pp.
- Heidemann, B. R., Silva, E. R, Soares, M., Barbosa, V. M. (2007) Compostagem acelerada: análise microbiológica do composto, *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, **8**, 42-46.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Acesso em 03 de abril de 2019, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>
- Inácio, C. T., Miller, P. R. M. (2009) *Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos*. 1ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 156 pp.
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012) Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de pesquisa. Acesso em 03 de abril de 2019, disponível em: [http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa121009\\_relatorio\\_residuos\\_solidos\\_urbanos.pdf](http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf)
- Kiehl, E. J. (1985) *Fertilizantes rgânicos*. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 492 pp.
- Kiehl, E. J. (2004) *Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto*. 4ª edição, E. J. Kiehl, Piracicaba, 173 pp.
- Malavolta, E., Vitti, G. C., Oliveira, S. A. (1997) *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2ª edição Piracicaba : Potafos, 319 pp.
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2009) *Instrução Normativa n°25 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, 28 de julho de 2009*. Secretaria de Defesa Agropecuária. Diário oficial da União, Brasília, DF, n.173, 28 julho. 2009. Seção 01, Acesso em 02 de abril de 2019, disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf/view>
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2016) *Instrução Normativa n° 7 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, 12 de abril de 2016*. Secretaria de Defesa Agropecuária. Diário oficial da União, Brasília, DF, nº 82, Seção 1, pág. 9. Acesso em 02 de abril de 2019, disponível em: [https://www.lex.com.br/legis\\_27129277\\_INSTRUCAO\\_NORMATIVA\\_N\\_7\\_DE\\_12\\_DE\\_ABRIL\\_DE\\_2016.aspx](https://www.lex.com.br/legis_27129277_INSTRUCAO_NORMATIVA_N_7_DE_12_DE_ABRIL_DE_2016.aspx)
- Massukado, L. M. (2008) *Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares*, Tese (Doutorado Ciência da Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 204 pp.
- Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M.O., Iroh, I.N., Ezeogu, L.I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects, *Journal of Environmental Management*, **190**, 140-157. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>
- Pan, I., Dam, B., Sen, S.K. (2012). Composting of common organic wastes using microbial inoculants. *3 Biotech*, **2**(2), 127–134. doi: <https://doi.10.1007/s13205-011-0033-5>
- Pandey, P. K., Cao, W., Wang, Y., Vaddella, V., Castilho, A. R., Souza, A., Del Rio, N. S. (2016) Simulating the effects of mesophilic anaerobic and aerobic digestions, lagoon system, and composting on pathogen inactivation, *Ecological Engineering*, **97**, 633- 641. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.047>
- Pereira Neto, J. T. (1996) *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. 1 ed. Belo Horizonte: Fundo das Nações Unidas para a Infância, 56 pp.

- Reis, M. F. P. (2005) *Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos*, Tese (Doutorado em Engenharia), Programa de Pós-graduação do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 239 pp.
- Santos, A. T. L., Henrique, N. S., Shhlindwein, J. A., Ferreira, E., Stachiw, R. (2014). Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico, *Revista Brasileira de Ciências da Amazônia*, **3**(1), 15-28.
- Silva, E. T. da (2007) Tratamento de lixo domiciliar e sua aplicação na recuperação de áreas degradadas, *Revista Acadêmica*, **5**(2), 197-209. doi: <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v5i2.9768>
- Siqueira, T. M. O, Assad, M. L. R. C. L. (2015). Composting of municipal solid wastw in the state of São Paulo, *Ambiente & Sociedade*, **18**(4), 235-258..
- Valente, B. S., Xavier, E. G., Morselli, T. B. G. A., Jahnke, D. S., Jahnke, B. S., Brum Jr, B. R., Cabrera, B. R., Moraes, P. O., Lopes, D. C. N. (2009). Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Arch. Zootec*, **58**(R), 59-85.
- Zaparoli, M. R., Barros, T. V (2016). Viabilidade do uso de resíduos orgânicos na agricultura como composto para melhoria de sua gestão mediante agregação de valor. *VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Campina Grande, Brasil*. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2016/III-040.pdf>



# REVISTA AIDIS

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

## COMPLEXAÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM PRESENÇA DE ORTO –POLIFOSFATO PARA OTIMIZAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO: ESTUDO DE CASO

\* Railson de Oliveira Ramos <sup>1</sup>  
Maria Virgínia da Conceição Albuquerque <sup>2</sup>  
Josivaldo Rodrigues Sátiro <sup>2</sup>  
Valderi Duarte Leite <sup>2</sup>  
Wilton Silva Lopes <sup>2</sup>

## COMPLEXATION OF IRON AND MANGANESE IN THE PRESENCE OF ORTO - POLYPHOSPHATE FOR OPTIMIZATION OF SUPPLY WATER TREATMENT: CASE STUDY

Recibido el 20 de mayo de 2020; Aceptado el 12 de septiembre de 2020

### Abstract

*This work presents a study on the application of orthopolyphosphate (O-Poly-P) for complexing iron (II) and manganese (II) in conventional surface water treatment. In Jar Test equipment, conventional treatment stages were simulated comprehending coagulation / flocculation and decantation, followed by 0.45µm filtering and chlorination with sodium dichloroisocyanurate. Under optimized conditions (100 mg / L of Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and 8.33 mg / L of CaO) 95.2% of apparent color, 96.2% of turbidity, 98% of iron and 99% of manganese were removed. However, the remaining iron and manganese ions were oxidized in the chlorination stage, giving the water a yellowish color and raising the apparent color, which did not meet the potability standards. A Box-Behnken 2<sup>3</sup> design was performed to evaluate the application of O-Poli-P before the disinfection step with sodium dichloroisocyanurate. The control parameters were the dosage of Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and the dosage of O-Poli-P. The response parameters were apparent color and turbidity. Response surface and ANOVA were used to discuss the results. It was found that the concentration of O-poly-P has a greater influence on color and turbidity than the concentration of Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. The parabolic profile of the response surface indicated that there is an optimal concentration of O-poly-P in which there is greater removal of the apparent color. Apparent color in potable levels was obtained in the treatment with O-poly-P 250 µg / L and Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 80 mg / L, which resulted in the removal of 96% of the apparent color, 95% of turbidity, 98% of iron and 99% of manganese.*

**Keywords:** complexation of metals, iron, manganese, orthopolyphosphate, water treatment.

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

<sup>2</sup> Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

\* Autor correspondente: Universidade Federal da Paraíba, Lot. Cidade Universitaria, João Pessoa, Paraíba. 58051900. Brasil. Email: [railson\\_uepb@outlook.com](mailto:railson_uepb@outlook.com)

## Resumo

Neste trabalho são apresentados e discutidos dados advindos da aplicação de orto-polifosfato (O-Poli-P) para complexação de ferro e manganês e otimização de cor aparente no tratamento convencional de água de superfície. Em equipamento *Jar Test* foram simuladas etapas do tratamento convencional com coagulação/floculação e decantação, seguidas filtração (filtro de 0.45 $\mu$ m) e cloração com dicloroisocianurato de sódio. Em condições otimizadas ( $\text{Al}_2\text{SO}_4$  100 mg/L e CaO 8.33 mg/L) obteve-se remoção de 95.2% de cor aparente, 96.2% da turbidez, 98% de ferro e 99% de manganês. Contudo, os íons ferro e manganês remanescentes foram oxidados na etapa de cloração, conferindo coloração amarelada à água e elevando a cor aparente, que não atendeu aos padrões de potabilidade. Um planejamento experimental Box-Behnken 2<sup>3</sup> foi executado para avaliar a aplicação do O-Poli-P antes da etapa de desinfecção com diclorocianurato de sódio. Os parâmetros de controle foram a dosagem de  $\text{Al}_2\text{SO}_4$  e a dosagem de O-Poli-P. Os parâmetros de resposta foram a cor aparente e turbidez. Superfície de resposta e ANOVA foram utilizados na interpretação dos resultados. Constatou-se que a concentração de O-poli-P exerce maior influência sobre cor e turbidez que a concentração de  $\text{Al}_2\text{SO}_4$ . O perfil parabólico da superfície de resposta indicou que existe concentração ótima de O-poli-P na qual ocorre maior remoção da cor aparente. Cor aparente em níveis potáveis foi obtida no tratamento com O-poli-P com concentração de 250  $\mu$ g/L e  $\text{Al}_2\text{SO}_4$  80 mg/L, que resultou em remoção de 96% da cor aparente, 95% de turbidez, 98% de ferro e 99% de manganês.

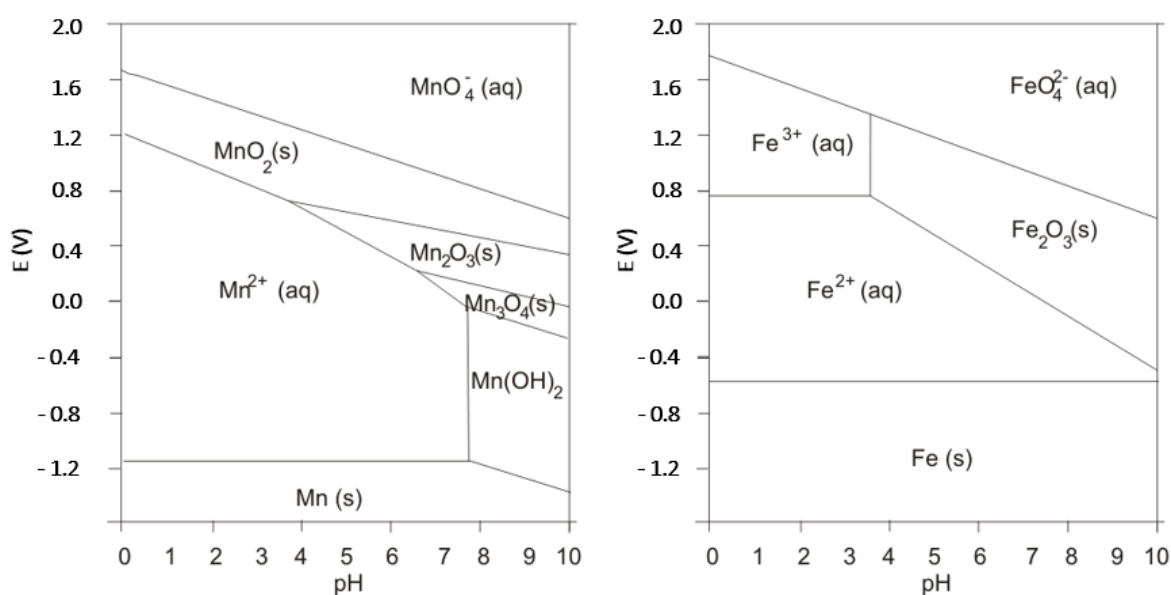
**Palavras chave:** complexação de metais, ferro, manganês, ortopolifosfato, tratamento de água.

## Introdução

O tratamento de águas destinadas ao abastecimento público mais utilizado no Brasil é o tratamento por ciclo completo, que contempla necessariamente as etapas de mistura rápida, coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (Pereira, 2016; IBGE, 2010). Esta série de operações unitárias, também nomeadas de tratamento convencional, objetivam adequar os parâmetros da água ao conjunto de valores preconizados pelas normativas de potabilidade. As etapas de mistura rápida, coagulação, floculação e decantação estão intrinsecamente ligadas e compreendem a fase do tratamento em que ocorre maior remoção do material particulado e dos colóides responsáveis pela cor aparente e turbidez da água (Líbano, 2005; Di Bernardo e Dantas, 2005; Baruth, 2012).

Em águas de mananciais, o ferro pode está presente nas formas  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ . O Ferro dissolvido na água é derivado naturalmente de solos e rochas. Quando presente em água destinada o abastecimento, o ferro causa aumento no consumo de reagentes coagulantes e auxiliares de coagulação, provoca elevação na turbidez e problemas de operação como incrustações no sistema de distribuição conferindo gosto e coloração amarelada à água (Awwa, 2010). O manganês gera problemas em sistemas de tratamento e distribuição de águas semelhantes aos causados pelo ferro. Ele existe em solos principalmente como dióxido de manganês e é encontrado em águas superficiais nas formas  $\text{Mn}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{4+}$ . O manganês é menos abundante na natureza do que o ferro, portanto, é encontrado com menos frequência e em concentrações menores que as ferro em águas superficiais e subterrâneas (Awwa, 2010).

Em águas de superfície com alcalinidade apenas derivada de carbonatos e bicarbonatos, o pH pode variar entre 6.5 e 9.5, ocorrendo geralmente entre pH 6.5 e 8.5. Para água com pH igual a 8.5, o potencial redox pode variar entre -0.3 e 0.7 V. Já em mananciais com elevados níveis de matéria orgânica, que provoca deficiência de transferência de elétrons, os níveis de potencial redox compreendem valores de E(V) oxidantes próximos de zero ou redutores (negativos) (Jardim, 2014; Guerra, 2016). A Figura 1 apresenta-se uma versão simplificada dos diagramas de Pourbaix para o sistema de ferro-água e manganês-água à temperatura ambiente.



**Figura 1.** Diagrama de Pourbaix para o sistema de ferro-água e manganês-água à temperatura ambiente. Fonte: (Tekerekopoulou *et al.*, 2013) (modificada).

De acordo com o diagrama de Pourbaix (Figura 1), sob condições de pH entre 6.5 e 8.5 e potencial redox próximo a zero ou redutores, os íons ferro predominam no estado de oxidação  $Fe^{2+}$ . Conforme o pH e o E(V) são elevados, o íon ferro  $Fe^{3+}$  se torna mais abundante com a formação de  $Fe_2O_3$ . Outra possibilidade é a redução de pH acompanhada do aumento de potencial redox, que está associada a formação de  $Fe^{3+}$  aquoso. Em relação ao manganês, o diagrama Pourbaix descreve que em valores de pH ácido e potencial redox abaixo de 1.2V, os íons encontram-se predominantemente na forma iônica  $Mn^{2+}$ . Em valores de pH básico, predomina o  $Mn^{3+}$  para E (V) oxidante e  $Mn^{4+}$  para E (V) redutor.

Nos ensaios de coagulação em que são simuladas as etapas de mistura rápida, coagulação, floculação e decantação, diferentes dosagens de coagulantes e valores pH são testados para definição das condições que proporcionem maior remoção de cor aparente e turbidez (Di

Bernardo e Dantas, 2005; Metcalf e Eddy, 2016). Os níveis ótimos de pH de coagulação e dosagens de coagulante variam significativamente com as características da água e o controle dos íons ferro e manganês nestas condições é dificultada, considerando as variações que ocorrem com o potencial redox e pH durante o tratamento. Condições de coagulação que não favorecerem a oxidação de tais íons, impedindo a formação dos óxidos, impossibilitam a remoção destes metais nas etapas iniciais do tratamento. Desta forma, os metais na forma iônica chegam à etapa de desinfecção, caracterizada por um elevado potencial de oxidação. Quando tais metais são oxidados, desencadeiam uma série de problemas nas instalações da rede de distribuição e à qualidade da água.

Neste sentido, diferentes alternativas vêm sendo avaliadas para solucionar os problemas relacionados a presença de ferro e manganês no tratamento de águas: (i) Elsheikh e Fathy (2018) avaliaram a aplicação de permanganato de potássio (PP) na coagulação para auxiliar na remoção de ferro e manganês, sendo constatado que remoção destes íons ocorre por formas oxidadas que podem precipitar ou ficar retidos na filtração. Neste estudo, os autores descreveram que o PP possibilitou remoção de 100% do manganês, mas reduziu a capacidade de remoção de ferro, que sai do percentual de 100 % (sem PP) para 18 % (com PP); (ii) Cheng et al (2019) avaliaram o tratamento de águas subterrâneas com aplicação de biofiltros com antracite na camada superior (5 cm) e areia de manganês (12 cm) na parte inferior, com taxa de 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h e comunidade microbiana diversa. Os autores obtiveram 98,7 % de remoção de ferro e 99,6% de manganês, contudo, oxigenação contínua (mantendo 8 mg O<sub>2</sub>/ L) foi necessário para pra oxidação dos íons; (iii) Juarez e colaboradores (2018) realizaram estudo da adsorção de ferro e manganês em zeólitas, obtendo equilíbrio cinético após 15 minutos de adsorção em pH 5, que resultou remoções de 99% para os dois íons em questão, sendo necessários 5000 mg/L do adsorvente para remoção de 22 mg/L de cada um destes metais; (iv) Apolinário et al (2018) adicionaram H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à etapa de coagulação do tratamento convencional de águas objetivando a remoção de ferro e manganês. Os autores obtiveram remoção de 90% de íons ferro e 36% de íons manganês pelo tratamento convencional, não sendo constatado efeito significativo sobre os resultados para as diferentes dosagens de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Apesar de muitos estudos apresentarem alternativas para remoção de ferro e manganês no tratamento convencional de água para consumo humano, a aplicação de quelantes em estado líquido é uma das alternativas mais viáveis, pois pode ser implementada sem modificações estruturais ou operacionais na ETA. O Orto-polifosfato (O-poli-P) é um dos complexantes de metais de transição com potencial para ser aplicado em ETAs e vem sendo utilizado não só em sistemas de tratamento, mas também em redes de distribuição de água, pois promove inibição da corrosão, limpeza e blindagem de tubulações (Alvarez-Bastida *et al.*, 2013; Filho, 2019; Trueman e Krkošek 2018). O-poli-P é um composto químico resultante da reação de condensação e polimerização dos fosfatos (orto e polifosfatos) (ABNT, 2015). Alguns estudos já relataram a aplicação de O-poli-P para complexão de ferro e manganês em ETAs: (i) Filho (2019) avaliou a

aplicação de O-poli-P no tanque de contato de desinfecção em uma ETA convencional, objetivando a remoção de cor causada pela oxidação de ferro e manganês. A dosagem estimada do complexante foi de 47 µg/L e resultou em cor aparente 11.52 UH, enquanto na ausência do complexante, a cor aparente foi 35 UH (remoção de 67%). Com aplicação deste complexante, Filho (2019) também obteve redução de turbidez de 10.75 NTU para 3.96 NTU (63%), redução de ferro de 0,33 para 0,09 mg L<sup>-1</sup> (73%) e redução de manganês de 0,26 para 0,08 mg. L<sup>-1</sup> (69%); (ii) Trueman e Krkošek (2018), que investigaram aplicação de O-poli-P em uma ETA convencional, constataram que aplicação deste produto pós coagulação otimiza o tratamento. Estes autores variaram a dosagem do complexante entre 500 e 3500 µg/L, verificando que a maior remoção de ferro ocorreu na dosagem máxima e em pH ácido, contudo, dosagens de O-poli-P acima de 1000 µg/L implicaram em residual de fosforo maior que 0.2 mg/L.

Diante das potenciais otimizações do tratamento convencional de águas advindas da aplicação de O-Polifosfato na complexão de ferro e manganês, o presente estudo avaliou a aplicação deste complexante objetivando solucionar problemas de cor aparente da água causada pela oxidação de Fe (II) e Mn (II). Esta abordagem compreendeu simulação de tratamento convencional e do tratamento alternativo, além de modelagem matemática via design Box-Behnken para explicação das fluências de coagulante e complexante na remoção de cor e turbidez.

### Material e métodos

A água de estudo foi coletada no reservatório Guarin na cidade Areia, Paraíba-BR. Os experimentos foram conduzidos a fim de simular as condições de operação da ETA local deste município, na qual não é realizado ajuste do pH na etapa de coagulação. A referida estação emprega cal virgem (CaO) para correção de alcalinidade da água que é consumida pelo Sulfato de Alumínio na coagulação, compreendendo também etapas de floculação, decantação, filtração e desinfecção com diclorocianurato de sódio. A fase experimental foi executada em duas etapas, (i) simulação do tratamento convencional por ensaio de *Jar Test* e, (ii) simulação do tratamento alternativo com complexante O-poli-P.

Etapa (i): As etapas de coagulação, floculação e decantação foram realizadas em jarras de 2L, com experimentos realizados em triplicata, com temperatura média de 26° C. Foram coletados 300 mL da água decantada (em ponto situado 10 cm abaixo da lâmina líquida no interior de cada jarra) e filtrados em papel filtro 0.45 µm, simulando a etapa de filtração. À água filtrada adicionou-se diclorocianurato de sódio até obtenção de cloro residual livre 3.5 mg/L, simulando a etapa de cloração. As dosagens de sulfato de alumínio utilizadas foram 60, 70, 80, 90, 100, 110 e 120 mg/L a partir de uma solução contendo 10 mg/mL de sulfato de alumínio ferroso (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> ≥ 14.0 %; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> ≤ 2.50 %; material Insolúvel ≤ 5.00 %; H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ≤ 0.50 %). Em teoria, cada mg/L de sulfato de alumínio necessita de 0.45 mg/L de alcalinidade natural ou 0.25 mg/L de cal (CaO) para formação de Al(OH)<sub>3</sub> (Di Bernardo e Dantas, 2005; Funasa, 2013). Deste modo, para cada dosagem de

sulfato de alumínio foi adicionado uma quantidade de cal hidratada suficiente para atender a relação estequiométrica de formação do  $Al(OH)_3$ . Para tanto, foi utilizado uma solução contendo 1 mg/mL de cal hidratada (95-98 % de hidróxido de cálcio). A Equação 1 foi empregada para o cálculo da dosagem de CaO adicionada.

$$D_{CaO} = \left( D_{Al_2SO_4} - Alc.Nat / 0,45 \right) \times 0,25 \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:  $D_{CaO}$  é a dosagem de cal virgem a ser adicionada em mg/L;  $D_{Al_2SO_4}$  é dosagem de sulfato de alumínio que está sendo utilizada em mg/L e;  $Alc.Nat$  é a alcalinidade natural da água em mg/L. Os parâmetros operacionais da ETA simulados no *Jar Test* foram: coagulação  $200 \text{ s}^{-1}$  e 1 min; floculação  $20 \text{ s}^{-1}$  e 15 min; decantação 15 min.

Etapa (ii): o O-poli-P comercial foi preparado a partir de uma diluição 1:50 em água destilada. As características de formulação do O-poli-P utilizado foram: 100% de solubilidade em água; isento de partículas em suspensão;  $P_2O_5$  de 60.0 a 63.0 %;  $PO_4$  reativo de 20 a 25%; P total de 25.0 a 27.0 %; Fosfatos Condensados ( $PO_4$ ) em 83.81 %; Massa específica  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  de 1.56 a 1.58 mg/ $\text{Cm}^3$ . Nos testes para implementação deste complexante ao tratamento convencional, as dosagens ótimas de sulfato de alumínio identificadas na etapa (i) foram empregadas. Para tanto, foi aplicado o planejamento experimental fatorial Box-Behnken  $2^3$  (Doe-BB  $2^3$ ) com triplicata do ponto central, no qual as concentrações de sulfato de alumínio e O-poli-P variaram em três níveis, resultando em 12 experimentos. O procedimento experimental compreendeu as mesmas etapas de simulação do tratamento convencional. Após a etapa de filtração foi realizada a adição de O-poli-P sob ação de um agitador magnético a 100 RPM. O tempo de contato do orto-polifosfato foi de 60 s, em seguida, foi adicionado diclorocianurato de sódio até obtenção de cloro residual livre 3.5 mg/L.

Em ambas as etapas deste estudo (i e ii), as análises de cor aparente e turbidez foram realizadas 30 minutos após a cloração, para garantir que as possíveis reações de oxidação dos íons metálicos em estudo viessem a ocorrer. Os parâmetros monitorados foram cor aparente, turbidez, pH e alcalinidade total (APHA, 2012). As determinações de ferro e manganês foram realizadas em um fotômetro Spectroquant® Nova 60a Merck, com kits Spectroquant® para determinação destes íons, cuja metodologia é baseada d procedimento descrito inicialmente por Fries & Getrost (1977).

## Resultados e discussão

Na Tabela 1 são apresentados os dado advindos da caracterização físico-química da água de estudo e realizada a comparação quantitativa com o que estabelece a Portaria do Ministério da Saúde Nº 2914/2011.

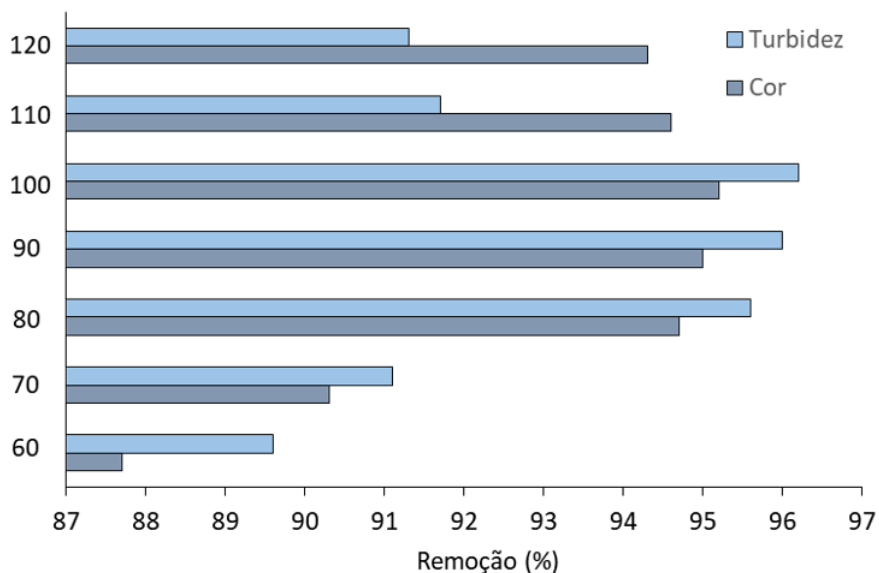
**Tabela 1.** Valores da caracterização físico-química da água de estudo.

Parâmetro	Unidade	Água de estudo	Valor máx. Permissível PORT. M.S. Nº 2914/2011
Cor aparente	HAZEM (mg Pt-Co/L) UH	336.7	15
Turbidez	(UNT)	57.6	5
pH	-	6.87	6.0-8.5
Ferro	mg/L	2.93	0.3
Manganês	mg/L	1.64	0.1
Alcalinidade Total	mg/L (CaCO <sub>3</sub> )	30	-

A alcalinidade total da água foi 30 mg/L, que possibilitaria a reação com aproximadamente 67 mg/L de sulfato de alumínio na formação do Al(OH)<sub>3</sub>. Deste modo, a partir da dosagem de 70 mg/L de sulfato de alumínio foi adicionada a dosagem do CaO requerida pela relação estequiométrica de formação do Al(OH)<sub>3</sub>, conforme descrito na equação 1.

#### Tratamento convencional

A Figura 2 apresenta os valores médios de remoção percentual de cor aparente e turbidez em função da dosagem de sulfato de alumínio empregada. As medidas foram realizadas 30 minutos após o processo de desinfecção. Na Tabela 2 são apresentadas as dosagens de sulfato de alumínio e cal empregados, bem como, os níveis de cor aparente, turbidez e pH alcançados ao fim do tratamento convencional.



**Figura 2.** Remoção percentual de Cor aparente e Turbidez em função da dosagem de Sulfato de alumínio.

**Tabela 2.** Remoção percentual de cor aparente e turbidez em função da dosagem de coagulante empregada.

Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mg/L)	CaO (mg/L)	Cor aparente (UH)	Fe <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Turbidez (UNT)	pH final
60	-	41.2	0.043	-	6	8.92
70	0.83	32.5	0,047	0.002	5.1	8.84
80	3.33	17.9	0,048	0.002	2.5	8.82
90	5.83	16.8	0,048	0.002	2.3	8.75
100	8.33	16	0.048	0.002	2.2	8.73
110	10.83	18.3	0.065	0.003	4.8	6.49
120	13.33	19.2	0.063	0.003	5	6.63

Conforme análise de dados da Figura 2, as melhores remoções de cor aparente e turbidez ocorreram entre 80 e 100 mg/L de sulfato de alumínio. A dosagem ótima foi 100 mg/L de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, com 8,33 mg/L de cal hidratada, resultando na remoção de 95.2 % de cor, 96.2% da turbidez. Apesar da adição da cal hidratada, dosagens de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> maiores que 100 mg/L provocaram acidificação do meio reacional e elevação nos níveis de cor aparente e turbidez.

Com dosagem de 100 mg/L de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, as remoções de ferro e manganês foram, respectivamente de 98% e 99%. As concentrações de Fe<sup>2+</sup> e Mn<sup>2+</sup> não apresentaram correlação com as dosagens de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, contudo, em pH básico as concentrações destes íons foram menores. Estes resultados indicam que 2.882 mg/L de Fe<sup>2+</sup> e 1.638 mg/L de Mn<sup>2+</sup> reagiram durante o processo de tratamento convencional, deixando o estado de oxidação (II). De acordo as descrições do sistema de ferro-água e manganês-água (Tekerekopoulou *et al.*, 2013), esses íons podem ter sido convertidos a Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> durante a adição do CaO, que promoveu a elevação do pH de 6.87 para 8.73. Segundo Di Bernardo & Dantas (2005), a remoção destes íons é favorecida em valores de pH acima de 8.0, uma vez que nesta faixa começa a ocorrer a formação de óxido-hidróxido. Não obstante, estudos sobre remoção de ferro e manganês no tratamento de águas de superfície indicaram que uma fração significativa destes íons é oxidada na etapa de desinfecção (Apolinário *et al.*, 2018; Dias *et al.*, 2020). No caso do presente estudo, diclorocianurato de sódio eleva o potencial redox do meio reacional, provocando a formação de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Este fenômeno pode ser observado ao longo dos 30 minutos pós cloração, no qual a água em estudo foi adquirindo aspecto amarelado.

#### Ensaio com orto-polifosfato

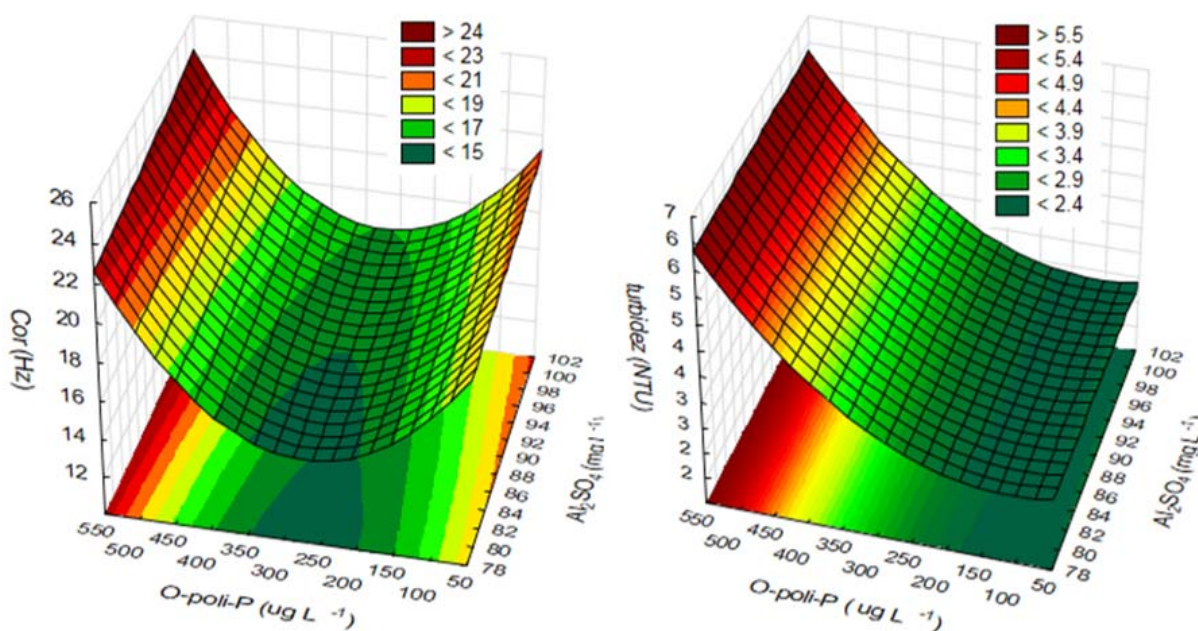
Para execução do planejamento experimental fatorial Box-Behnken 2<sup>3</sup>, as três melhores dosagens de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (80, 90 e 100 mg/L), indicadas nos ensaios do tratamento convencional, foram combinadas a três dosagens do complexante O-poli-P (100, 250 e 500 µg/L). Considerando que as condições aplicadas no tratamento convencional já resultaram na adequação dos parâmetros ferro e manganês aos padrões de potabilidade, este ensaio com O-poli-P objetivou a adequação do parâmetro cor aparente e também acompanhou o comportamento da turbidez.



A Tabela 3 apresenta os resultados a ANOVA para o DOE BB 2<sup>3</sup>, a Figura 3 apresenta as superfícies de resposta modeladas por este planejamento experimental.

**Tabela 3.** ANOVA do planejamento experimental fatorial Box-Behnken 2<sup>3</sup> para otimização de cor aparente e turbidez.

Cor				
Fator	Efeito	Erro. Padrão	p	Coefficiente
Média/interc.	18.138	0.084	0.000	18.138
Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (L)	1.333	0.223	0.001	0.667
Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (Q)	-0.088	0.167	0.617	-0.044
O-poli-P (L)	2.413	0.201	0.000	1.206
O-poli-P (Q)	-4.005	0.192	0.000	-2.002
Turbidez				
Fator	Efeito	Erro. Padrão	p	Coefficiente
Média/interc.	3.482	0.073	0.000	3.482
Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (L)	0.003	0.194	0.987	0.002
Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (Q)	0.015	0.146	0.921	0.007
O-poli-P (L)	2.763	0.175	0.000	1.382
O-poli-P (Q)	-0.700	0.167	0.004	-0.350



**Figura 3.** Superfícies de resposta para remoção de cor aparente turbidez em função das concentrações de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e O-poli-P.

A modelagem matemática para cor aparente obtida via DOE BB 2<sup>3</sup> resultou em coeficiente de determinação ( $R^2$ ) 0.991 e erro médio quadrático de 0.074 mg Pt-Co/L. Para a turbidez, esta modelagem resultou em coeficiente de determinação ( $R^2$ ) 0.981 e erro médio quadrático de 0.056 NTU. Estes resultados constatarem que as inferências realizadas a partir destes modelos reproduzem adequadamente o comportamento da cor aparente e turbidez em função das variações da concentração de  $Al_2SO_4$  e O-poli-P.

Os resultados advindos da aplicação da ANOVA para cor aparente indicou que apenas a dosagem de  $Al_2SO_4$  em termos quadráticos (Q) não exerce efeito significativo ( $p > 0.05$ ). Contudo, a dosagem de  $Al_2SO_4$  exerceu efeito positivo em termos lineares (L) sobre cor aparente, indicando que o aumento deste reagente provoca aumento da cor, conforme indicado da superfície de resposta para cor aparente conforme observado na Figura 3. A dosagem de O-poli-P teve maior efeito sobre a cor aparente que a dosagem de  $Al_2SO_4$ . Conforme indicado os resultados da aplicação da ANOVA, o efeito de O-poli-P em termos quadráticos foi mais expressivo, o que explica o perfil parabólico acentuado da superfície de resposta. Este comportamento indicado pelo modelo explica que a dosagem ótima O-poli-P compreende a faixa de 200 a 350  $\mu g/L$  e que a remoção de cor aumenta conforme a dosagem de  $Al_2SO_4$  diminui.

Em relação a turbidez, os dados resultantes da aplicação da ANOVA indicou que a variação da dosagem de  $Al_2SO_4$  entre 80 e 100 mg/L não exerceu influência significativa ( $p > 0.05$ ). Contudo, a dosagem de O-poli-P exerce efeito em termos lineares e quadráticos. O efeito linear positivo do O-poli-P indica que o aumento na concentração deste reagente eleva significativamente os níveis de turbidez. Filho (2018) descreveu que os complexos formados entre O-poli-P e ferro ou manganês tem alta solubilidade em água. Neste sentido, a formação destes complexos não justifica esta elevação na turbidez. Não obstante, Ma et al (2018) descreveram que agentes de coagulação a base de alumínio tentem a reagir na presença de fosfatos, levando a formando compostos insolúveis. No caso do presente estudo, apesar da dosagem de  $Al_2SO_4$  não exercer influência significativa sobre a turbidez, verifica-se o aumento desse parâmetro conforme a dosagem de  $Al_2SO_4$  aumenta. Esta observação gera indícios que o alumínio residual pós-coagulação reagiu na presença de O-poli-P formando compostos insolúveis que elevam os níveis de turbidez. O efeito em termo quadrático do O-poli-P, que explica o perfil suave parabólico da superfície de resposta, indica que os menores níveis de turbidez são obtidos com dosagens entre 50 e 175  $\mu g/L$  de O-poli-P.

A dosagem de 80 mg/L de sulfato de alumínio no tratamento convencional combinado a adição de 250  $\mu g/L$  de O-poli-P antes da etapa de desinfecção possibilitou a remoção de 95.8% de cor, resultando em 14.1 uH. Nessa condição de tratamento, as concentrações finais de ferro e manganês foram, respectivamente, 0.042 mg/L (98% de remoção) e 0.002 mg/L (99% de remoção). Não ocorreu redução significativa na concentração ferro (II) e manganês (II) em relação ao tratamento convencional, pois os complexos formados permanecem em solução, sendo

detectados durante as análises espectrofotométricas. Por outro lado, os íons complexados não reagiram durante a etapa de cloração. Esta observação pode ser constatada por uma redução significativa da cor aparente ente o tratamento sem O-poli-P (18 uH) e o tratamento com O-poli-P (14 uH) para dosagem de 80 mg/L de  $Al_2SO_4$ . Observou-se que a dosagem de 250  $\mu g/L$  de O-poli-P provocou elevação de turbidez de 2.5 para 2.85 NTU, contudo, esta mudança não é significativa quando comparada a melhoria alcançada para o parâmetro cor aparente.

Um estudo desenvolvido por Benedicto & Andrade (2005) para complexação de manganês em água de poço (pH ácido e baixa alcalinidade) demonstrou que a adição direta de cloro resultou em 140 Hz de cor, enquanto em testes com orto-polifosfato (500  $\mu g/L$ ) foi possível obtenção de 40 UH. Um resultado similar foi obtido por Filho (2019), que aplicou 47  $\mu g/L$  deste complexante durante a cloração, reduzindo a cor de 35 UH para 11.52 UH (remoção de 67%). Tais informações enfatizam, conforme também foi verificado no presente estudo, que a contribuição do de O-poli-P é significativa na remoção de cor provocada pela oxidação de íons ferro (II) e manganês (II), contudo, a disponibilidade de alcalinidade e pH alcalino são indispensáveis para remoção destes compostos durante o tratamento convencional. Contudo, Trueman e Krkošek (2018) observaram que em pH ácido a aplicação de O-poli-P em altas concentrações (3500  $\mu g/L$ ) promovem a remoção dos íons em questão por precipitação. Outra observação constatada neste estudo e em estudos anteriores (Marcelino *et al.*, 2017; Valones *et al.*, (2018) é que a aplicação de  $Al_2SO_4$  auxilia na remoção ferro (II) e manganês (II) mas não garante níveis destes metais e de cor aparente em conformidade com padrões de potabilidade. De modo geral, este e outros estudos com o O-poli-P constata um bom desempenho do complexante para evitar problemas relacionados a oxidação de ferro (II) e manganês (II) no tratamento convencional de águas. Na ETA estudada, a aplicação deste complexante foi realizada por uma bomba dosadora logo após a saída da filtração, de modo que o escoamento turbulento no transporte ao tanque de desinfecção garantiu a mistura deste reagente. Esta simplicidade operacional, além das otimizações obtidas, é um grande diferencial da aplicação deste produto para problemas relacionados a ferro (II) e manganês (II) em sistemas de tratamento convencionais. Outras soluções como aplicação de adsorventes e filtros biológicos também podem fornecer soluções para a demanda em questão, mas são significativamente mais complexas de implementação e manutenção que aplicação de complexantes.

## Conclusões

A aplicação de tratamento convencional da água com sulfato de alumínio e cal virgem possibilitou remoções significativas de cor aparente, turbidez, ferro (II) e manganês (II). Contudo, nem mesmo em condições otimizadas, foi possível alcançar os padrões de potabilidade para cor aparente da água estudada. Após etapa de cloração do tratamento convencional, foi constatado aumento da cor aparente, indicando que ocorreram oxidações de ferro (II) e manganês (II) levando a formação de óxidos que conferiram coloração amarelada à água. No tratamento com complexante O-poli-

P, A ANOVA e a superfície de resposta do DOE Box-Behnken 2<sup>3</sup> indicaram que a concentração de O-poli-P exerce maior influência sobre a cor aparente e turbidez que a concentração de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. O perfil parabólico acentuado da superfície de resposta indicou que existe uma concentração ótima de O-poli-P na qual ocorre maior remoção da cor aparente. Além disso, a concentração de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> apresentou efeito linear positivo sobre cor aparente, denotando que o aumento da concentração deste reagente implica no aumento da cor da água. Apesar da dosagem de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> não ter apresentado influência significativa sobre a turbidez, o aumento da concentração de O-poli-P levou a formação de compostos insolúveis com o alumínio residual, elevando significativamente os níveis de turbidez da água tratada. Nas condições otimizadas do tratamento com complexante, foi produzida água para consumo humano conforme exigências da Portaria do Ministério da Saúde Nº 2914/2011, com remoção de 96% da cor aparente, 95 % de turbidez, 98% de ferro e 99% de manganês, além de uma redução de 20% da quantidade de Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> empregada no tratamento.

### Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira De Normas e Técnicas (2015) *Dossiê Técnico 20150107 Produtos à base de ortopolifosfatos*, ABNT editora, São Paulo, 3 pp.
- Alvarez-Bastida, C., Martínez-Miranda, V., Solache-Ríos, M., Linares-Hernández, I., Teutli-Sequeira, A., Vázquez-Mejía, G. (2018) Drinking water characterization and removal of manganese from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(2), 2119-2125. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.019>
- Apolinario, F. M., Meireles, L. M., Santana, H. S., Silva, D. J., (2018) Estudo Da Remoção De Íons Ferro E Manganês Da Água Utilizando Peróxido De Hidrogênio Como Agente Oxidante, *The Journal Of Engineering And Exact Sciences*, **4**(4), 0412-0419. <https://doi.org/10.18540/jcecvl4iss4pp0412-0419>
- APHA/AWWA/WEF (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22th ed., American Public Health Association, Washington DC., 1360 pp.
- Public Health Association, Washington DC., 1360 pp.
- Awwa, Water Sources (2010) *Principles And Practices Of Water Supply Operations Series*, 4a ed. American Water Works Association, USA, 212 pp.
- Baruth E. E. (2012) *Water treatment plant design*, Works Association and American Society of Civil Engineers, 5a ed, McGRAW-HILL, New York, 972 pp.
- Benedicto, L. C., Andrade, I. V. (2005) Avaliação do uso de Orto-Polifosfato como complexante de manganês em água de poço tubular profundo no município de Santa da Parnaíba-SP, *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil.
- Brasil, Ministério da Saúde (2011) *Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011*, Brasília, 38pp.
- Cheng, Q., Huang, Y., Nengzi, L., Liu, J., Zhang, J. (2019) Performance and microbial community profiles in pilot-scale biofilter for ammonia, iron and manganese removal at different dissolved oxygen concentrations. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **35**(3). doi: <https://doi.org/10.1007/s11274-019-2617-x>
- Di Bernardo, L., Dantas, A.D.B. (2005) *Métodos e técnicas de tratamento de água*, 2a ed, Editora Rima, São Carlos, São Paulo, 1566 pp.
- Dias, G. C., Librantz, A. F. H., Santos, F. C. R. (2020) Modeling and simulation of an intelligent system for dosage control of post-chlorination in water treatment plants, *Eng. Sanit. Ambient*, **25**(2), 323-332. doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020173961>

- Elsheikh, M., Guirguis, H., Fathy, A. (2018) *Removal of iron and manganese from groundwater: a study of using potassium permanganate and sedimentation*. MATEC Web of Conferences, 162, 05018. doi: <https://doi.org/10.1051/mateconf/201816205018>
- Filho, J. W. (2019) *Inovações tecnológicas para o tratamento de água para consumo humano*, Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba.
- Fries, J., Getrost, H. (1977) *Organic reagentes for Trace Analysis*, 1a ed. Editora Merck, Darmstadt, 452 pp.
- FUNASA, Fundação Nacional De Saúde (2013) *Manual prático de análise de água, Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde, Brasília*, 4a ed, Editora funasa, Brasília, 146 pp.
- Guerra, P. A. F. (2016) *Qualidade da água superficial em propriedade rural com sistemas de produção orgânica*, tese doutorado, Programa de Pós Graduação em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 71 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Pesquisa nacional de saneamento básico, Rio de Janeiro*. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/>
- Jardim, F. W. (2014) Medição e interpretação de valores do potencial redox ( $E_H$ ) em matrizes ambientais, *Quím. Nova*, **37**(7), 1233-1235. doi: <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20140207>
- Juarez. J. J., Satiro Júnior, W., Vieira, J. L. (2018) Use of zeolite synthesized from coal ash from Santa Catarina for removal of iron, manganese and methylene blue dye in water. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **13**(4), 1. doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2224>
- Libânio, M. (2012) *Fundamento de Qualidade e Tratamento de Água*. 2a ed, Editora Átomo, Campinas, São Paulo, 444 pp.
- Ma, B., Chen, G., Hu, C., Liu, Z., Liu, H., Qu, J. (2018). Speciation matching mechanisms between orthophosphate and aluminum species during advanced P removal process. *Science of The Total Environment*, **642**, 1311-1319. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.171>
- Marcelino, K.; Melo, A.; Marques, C.; Brolesi, T.; Campos, D., (2017), Remoção De Ferro Em Águas Subterrâneas De Poços Tubulares Em Uma Indústria De Beneficiamento De Arroz. *Revista Vincici*, **2**(1), 161-182.
- Metcalf, E. (2016) *Inc. Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*, 7a ed. McGRAW-HILL, New York, 2008 pp.
- Pereira, G. L. (2016) *Desenvolvimento de sistema de indicadores de desempenho operacional de estações convencionais de tratamento de água*, dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, 128 pp.
- Tekerlekopoulou, A. G., Pavlou, S., VayenaS, D. V. (2013) Removal Of Ammonium, Iron And Manganese From Potable Water In Biofiltration Units: A Review, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **88**(5), 751-773. doi: <https://doi.org/10.1002/jctb.4031>
- Trueman, B. F., Krkošek, W. H., Gagnon, G. A. (2018). Effects of ortho- and polyphosphates on lead speciation in drinking water. *Environmental Science: Water Research & Technology*, **4**(4), 505-512. doi: <https://doi.org/10.1039/c7ew00521k>
- Valones, G., Barbosa, I. M. B. R., Valones, A., Tavares, R. G., Arruda, V. C. M., (2018) Remoção De Ferro Em Sistemas E Subsistemas De Distribuição De Água Potável Em Um Estado Do Nordeste, Brasil, *Revista GEAMA*, **4**(4), 014-019.



# REVISTA AIDIS

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

## WASTEWATER-BASED EPIDEMIOLOGY AS AN ALLY IN THE FIGHT AGAINST THE COVID-19: A BRIEF REVIEW

\* Michael Barbosa Viana <sup>1</sup>  
Fábio de Oliveira Matos <sup>1</sup>  
Tallita Cruz Lopes Tavares <sup>1</sup>

Recibido el 24 de septiembre de 2020; Aceptado el 4 de diciembre de 2020

### Abstract

*Several researchers have detected the viral genome of SARS-CoV-2 in the stools of people (symptomatic or not) diagnosed with coronavirus disease-2019 (COVID-19). In domestic wastewater, this concentration can be between 19 and  $5.5 \times 10^6$  viral genomes per liter of wastewater. Wastewater-based epidemiology (WBE) starts from the premise that it is possible to estimate the number of people infected by the new coronavirus within a given population group, by analyzing the amount of viral genome present in the wastewater produced by these people. This paper presents the procedures to estimate the number of COVID-19 cases from raw wastewater samples, discusses the main aspects that involve the WBE assay and presents a discussion based on the case studies applied to COVID-19 in some countries. Finally, there is a final discussion about the current situation and the main challenges for WBE to be applied efficiently for COVID-19, as an alternative to massive human testing, especially for developing and underdeveloped countries.*

**Keywords:** novel coronavirus, SARS-CoV-2, sewage, viral genome, wastewater sampling.

<sup>1</sup> Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Universidade Federal do Ceará, Brazil.

\* *Corresponding author:* Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Universidade Federal do Ceará, Brasil. Av. da Abolição, 3207, Meireles – Fortaleza/CE, Brazil – Zip: 60165-081. E-mail: [vianamb@ufc.br](mailto:vianamb@ufc.br)

## Introduction

From December 2019 to November 2020, the outbreak of coronavirus disease-2019 (COVID-19) was responsible for the deaths of more than 1,400,000 people worldwide (WHO - World Health Organization, 2020). The disease is caused by SARS-CoV-2, a new coronavirus probably originated from the bat, which initially spread in China, the first epicenter of COVID-19 in the world (Zhou *et al.*, 2020).

It is known that the viral genome (VG) of SARS-CoV-2 is present in the stool of infected people in concentrations ranging from  $6.3 \times 10^5$  to  $3.2 \times 10^7$  VG per mL of stool (Wölfel *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020a), whether the patients are symptomatic or not (Tang *et al.*, 2020). In domestic wastewater, this concentration can be between 19 and  $5.5 \times 10^6$  VG per liter of wastewater, as shown in Table 1. This elastic variation occurs both due to factors that act in the formation of wastewater (flow rate, per capita load of viral RNA excreted by infected people) and aspects related to sampling and analytical procedures for determining viral RNA. The effect of each of these variables on SARS-CoV-2 VG quantification in wastewater will be clarified throughout the text.

**Table 1.** Concentrations of SARS-CoV-2 genome (VG) in raw wastewater samples

Reference	1	2	3	4	5	6	7
Concentration in wastewater samples (VG/L)	19 to 120	30 to 1700	$1.0 \times 10^4$ to $2.4 \times 10^5$	$1.5 \times 10^4$ to $1.5 \times 10^6$	$3.3 \times 10^4$ to $5.5 \times 10^6$	$6.3 \times 10^4$ to $1.3 \times 10^6$	$3.2 \times 10^5$ to $5.0 \times 10^6$

Notes: <sup>1</sup> Ahmed *et al.* (2020); <sup>2</sup> Nemudryi *et al.* (2020); <sup>3</sup> Wu *et al.* (2020a); <sup>4</sup> Wu *et al.* (2020b); <sup>5</sup> Wurtzer *et al.* (2020); <sup>6</sup> Randazzo *et al.* (2020); <sup>7</sup> Fongaro *et al.* (2020)

Although there are no evidences of the COVID-19 transmission via the fecal-oral route, the presence of new coronavirus RNA in the wastewater can be useful in the fight against this disease through wastewater-based epidemiology (WBE). The objective of this tool is to correlate the concentration of genetic material of an etiological agent in the wastewater, with cases of a certain disease that plagues a certain population group (Ahmed *et al.*, 2020), without having to conduct mass clinical tests (Randazzo *et al.*, 2020), which is currently unfeasible in most countries affected by the pandemic. Therefore, wastewater offers an aggregated sample of an entire community, providing information on the various moments of the pandemic, such as the onset, gradual reduction or resurgence of the disease (Bivins *et al.*, 2020), as well as the possibility of mapping hotspots and non hotspots (Manoj, 2020).

The aim of this review paper is to discuss the main aspects that involve the WBE assay, showcase some case studies of WBE conducted around the world, and approach the main challenges for WBE to be applied to COVID-19 as an alternative to massive human testing.

### *How estimate the number of infected people*

To estimate the number of people carrying the SARS-CoV-2 virus, it must first calculate the total VG load of the new coronavirus in the wastewater (in VG/day) using the product between the concentration of genetic material in the wastewater generated by the same population ( $VG/L_{wastewater}$ ) and the flow rate ( $L_{wastewater}/\text{day}$ ), as shown in Equation 1. Then, simply divide the total load of the VG of the new coronavirus in the wastewater (in VG/day) by the VG load produced by each carrier of COVID-19 ( $VG/\text{inhabitant}/\text{day}$ ), whether symptomatic or not, according to Equation 2.

$$\text{Total VG load in the wastewater} = \text{VG concentration in wastewater} \times \text{wastewater flow rate} \quad \text{Equation (1)}$$

$$\text{Estimated number of infected people} = \text{Total VG load in the wastewater} / \text{Individual VG load} \quad \text{Equation (2)}$$

To make the calculations of Equations 1 and 2 possible the interested party must have data entries. The wastewater flow rate can be obtained by the wastewater company in the region to be studied. However, it must be considered how many people contributed to that amount of wastewater generated, as not all households in the region may be connected to the wastewater network. Therefore, the total VG load in the wastewater will be relative only to the number of people who effectively contributed to the daily volume of wastewater that reached the collection point of the sample, although it is possible to estimate the actual number of people with SARS-CoV-2 in the territory studied through mathematical extrapolation. The number of people who effectively contribute to wastewater in a given territory is also very useful when you want to know the proportion of people infected in that same territory. This proportion can be obtained by dividing the estimated number of infected people (obtained from Equation 1) and the total population that contributes to wastewater in this same area of influence.

The individual VG load can vary widely among infected people (Wölfel *et al.*, 2020), which ends up causing inaccuracy in the estimated number of people with COVID-19. While Hart and Halden (2020) recommend values between  $5.7 \times 10^7$  and  $1.1 \times 10^{10}$  viral genomes per infected person per day, considering the reality of the USA and European countries, Brazilian researchers (developing country) considered the individual VG load equal to 10.0 million viral genomes per infected person per day in a WBE study (INCT ETEs Sustentáveis/ANA/COPASA/SES/IGAM, 2020).

In addition to estimating the number of people infected in a given population, WBE has other benefits, such as: i) the possibility of knowing which locations in a given region have a higher incidence of coronavirus, which will serve as a basis for strategic measures to control disease to



be taken in time by public health authorities (this can be done by analyzing the wastewater from different collection systems); ii) possibility of predicting an outbreak of the disease, through periodic analysis of the presence of SARS-CoV-2 in wastewater (Mallapaty, 2020; Orive *et al.*, 2020; Randazzo *et al.*, 2020). Although there is no consensus on the time interval between the detection of SARS-CoV-2 in the wastewater and the emergence of new cases, some researchers were able to detect the new coronavirus in wastewater samples between 41 and 91 days before the first cases of COVID-19 in large populations were confirmed (Chavarria-Miró *et al.*, 2020; Fongaro *et al.*, 2020). WBE can also be very useful for wastewater samples collected in places with high flow rate and density of people and prevent an epidemic outbreak in time, such as in airports, shopping malls, large condominiums and housing estates, and also hospitals.

#### *Wastewater sampling for the WBE assay*

Some aspects related to sampling can influence the analysis, namely:

- Collection point: it is very common for samples to be collected on WWTP (Ahmed *et al.*, 2020; Bar-or *et al.*, 2020; Wurtzer *et al.*, 2020), exactly where the wastewater is assembled, making it possible to evaluate a larger number of people. However, if the hydraulic retention time (HRT) in the sewer pipes is too high, the viral RNA can deteriorate along the way, which can considerably underestimate the number of people infected with the new coronavirus (Nghiem *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2020a). It is recommended that this HRT does not exceed 7 hours, which is the estimated survival time of the new coronavirus in sewage (Hart and Halden, 2020).
- Type of sampling: several researchers have chosen to obtain a wastewater composite sample, with collections made over 24 hours, with the justification that it provides less variability and greater representation of the results (Bar-or *et al.*, 2020; Nemudryi *et al.*, 2020; Randazzo *et al.*, 2020). However, this type of sampling provides a large dilution of viral RNA, which can make it undetectable to the conventional molecular biology techniques. There is no study proving which hours in a day are the most suitable for collecting wastewater samples with detectable concentrations of SARS-CoV-2. However, grab sampling, collected at peak times of using the toilet to evacuate feces (between 6:00 and 9:00 am, according to Heaton *et al.* (1992)), make the sample more concentrated with a viral genome and more likely to be detected (Chavarria-Miró *et al.*, 2020), this being the most recommended alternative when there is no possibility to determine the most suitable time for collect samples from sanitary wastewater. Some authors also choose to collect grab samples (Haramoto *et al.*, 2020; Hata *et al.*, 2020).
- Interval between collections: the objective is that the sampling takes place in the shortest interval possible ( $\leq 5$  days), seeking to have greater precision in the analysis and to ensure that eventual changes in the concentration of the viral genome are detected in time. Wu *et al.* (2020b) proved the time lag between the wastewater signal and clinically reported cases varies between 4 and 5 days. Wurtzer *et al.* (2020) applied the WBE to an area of the city of Paris, sampling every 2-3 days in the final stage of the analysis, and it was

evident a greater precision of the correlation, compared to the initial period of the experiment, when the sampling was done in an interval between 7 to 20 days.

- Underestimation of the number of infected patients from hospital samples: as mentioned earlier, monitoring of wastewater generated in hospitals can prevent an eventual outbreak of COVID-19 in these institutions. However, many patients with COVID-19 (especially intubated patients) need to use diapers, preventing this viral load from being detected in samples of the generated wastewater, which would negatively affect the efficiency of this forecast.
- Wastewater dilution: the infiltration water into the wastewater network and intrusion of water from rain (Chavarria-Miró *et al.*, 2020) can substantially reduce the concentration of the viral genome and, thus, underestimate the number of infected individuals. In the case of infiltration waters, for example, a 50 km long drainage network that conducts 200 L/s of wastewater and which has an infiltration rate of 0.5 L/s.km, can have the concentration of VG reduced by at least 11% until arrival at the WWTP. Still on this issue, Hata *et al.* (2020) suggest that smaller populations tend to have less dilution of wastewater (probably due to the lower leakage rate), making detection more sensitive.
- Sample volume and concentration: the volume of the sample is another critical factor as it could lead to false negative results along with low recovery. Nevertheless, increased volumes can also affect the following steps of analysis. Alygizakis *et al.* (2020) have reviewed the analysis volume used in several studies and showed that it varied from 45 mL to 5,000 mL depending on the sampling and following concentration procedures. The concentration protocols are another important issue, which influences recovery efficiencies of SARS-CoV-2 and can lead to large magnitude errors in the estimation of virus load in wastewater samples (Ahmed *et al.*, 2020). Those authors evaluated the adsorption-extraction method with acidification and polyethylene glyco (PEG) precipitation as having the worst recovery efficiency. Particularly, PEG is related to the co-concentration of PCR inhibitors (e.g. bile salts and lipids found in fecal material) (Schrader *et al.*, 2012). Adsorption-extraction with MgCl<sub>2</sub> pre-treatment or without pre-treatment is the most efficient method for concentration (Ahmed *et al.*, 2020).
- Sample storage: most WBE approaches use -20°C as the preferred storage temperature. However, this temperature may not be suitable for SARS-CoV-2 genetic material conservation. Also, freezing and thawing of the samples can lead to degradation of the genetic material by RNases present in wastewater samples and result in loss of viral load and errors in the results. Independently of the methods used, it is preferable to store the concentrated samples, not raw wastewater, at -80°C (Alygizakis *et al.*, 2020). Another procedure that can affect the recovery of SARS-CoV-2 from wastewater is the pre-centrifugation to remove particles and debris as the generation of the pellet can absorb part of the genetic material (Ahmed *et al.*, 2020).

### *Processing and detection of SARS-CoV-2 in wastewaters*

The choice of appropriate analytical protocols is a critical step that can drastically affect the results. The RNA isolation is usually performed by using commercially available kits that can result in differences concerning RNA quality. For this reason, it is recommended the use of external controls, such as *Pseudomonas* bacteriophage  $\phi 6$  and Hep G Armored RNA, to check on RNA extraction efficiency and PCR inhibitors (Rimoldi *et al.*, 2020). In addition, a non-target RNA sequence needs to be added in all test samples as a spiked-in control after the concentration or addition of lysis solution to estimate sample to sample variation in the viral RNA extraction (Medema *et al.*, 2020).

Concerning detection, several specific assays are in use, with sensitivity and specificity quite diverse due to the use of different gene targets and probes. The protocol suggested by the Center of Disease Control and Prevention (CDC) is the most used. However, the low viral loads contained in wastewater combined with the potential RNA degradation may limit its performance. Besides the Envelope protein gene (E-gene) and nucleocapsid-gene (N-gene) firstly used, RdRP and OFR1ab are also used as targets. Such variations of targeting sequences may explain the range of results (Alygizakis *et al.*, 2020). In addition, as SARS-CoV-2 genetic material is degradable in wastewater samples, it is recommended that more than one gene target is used to limit false positive and negative results. It is also important to highlight that there are many RT-qPCR kits routinely used for COVID-19 diagnosis. Therefore, it is strongly recommended an evaluation of their performances with wastewater (Vogels *et al.*, 2020). Some ultrasensitive alternatives, such as Nested PCR and droplet digital PCR, were proven to be applicable methods for WBE, but can be more expensive. Other options in study are sequencing, loop-mediated isothermal amplification (LAMP) and biosensors, with LAMP and biosensors being the most promising ones due to sensitivity (LAMP's limit of detection is 12 copies per reaction) and rapidity (Alygizakis *et al.*, 2020).

### *Case studies of WBE applied to COVID-19 in some countries*

A WBE has already been efficiently applied to diseases such as polio, hepatitis A and norovirus (Asghar *et al.*, 2014; Hellmér *et al.*, 2014). More recently, WBE was applied to COVID-19 by several researches (Bar-or *et al.*, 2020; Randazzo *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2020b; Wurtzer *et al.*, 2020). Bar-or *et al.* (2020) correlated the cycle threshold (Ct) with the number of COVID-19 cases in Bnei Brak City, Israel. Although these authors were able to find a direct relationship between these two variables, the number of samples analyzed was low (3 samples in just 2 days of collection), making it impossible to analyze the data in question more precisely. Wurtzer *et al.* (2020) evaluated the VG concentration of SARS-CoV-2 in samples of raw wastewater from the three largest WWTPs in the city of Paris between March 5 and April 23, and observed a proportionality profile between the concentration of VG in the samples and the estimated number of the virus excreted by the population.

Wurtzer *et al.* (2020) also compared the concentration of VG with epidemiological indicators of COVID-19 for the same population that generated the wastewater that reached these WWTPs. These indicators were the daily number of consultations of people with symptoms of COVID-19, the daily growth of patients hospitalized with the disease, and the total number of patients hospitalized and deceased due to the new coronavirus. These researchers (Wurtzer *et al.*, 2020) found out that when the number of registered cases of the disease decreased, the reduction in the concentration of VG in the wastewater only began to occur 13 days after, suggesting that patients continued to excrete the virus, even a few days after being healed. Some researches have showed that patients can continue to excrete the virus through their stools for 10 - 33 days (Wu *et al.*, 2020c; Zhang *et al.*, 2020b), even after the results of clinical respiratory tract tests have been negative. This comparison (number of registered cases x concentration of VG in wastewater) was only possible because there was a prolonged monitoring of the concentration of viral RNA content in the wastewater. In contrast, Randazzo *et al.* (2020) interrupted the analysis of the less than 15 days after the beginning of the stabilization of the number of cases of the disease, and were not able to observe the change in the concentration of viral RNA in the wastewater samples produced by the main cities of the Region of Murcia (Spain).

In Brazil, a project coordinated and executed by the National Institute of Science and Technology - Sustainable Wastewater Treatment Plants of the Federal University of Minas Gerais (UFMG), undertook actions to detect and quantify the new coronavirus in wastewater samples in Belo Horizonte and Contagem, cities that make up the third largest metropolitan area in the country (Chernicharo *et al.*, 2020). With wastewater samples collected over 5 consecutive weeks (between May 11 and June 12, 2020), the WBE study allowed the generation of regionalized trend curves for COVID-19 circulation. As part of the results, it is observed that the estimate of the infected population based on the monitoring of wastewater allowed greater detail in the trend of increasing cases in the period of the study, in contrast to the trend obtained from the number of confirmed cases. The authors also concluded that the estimated number of infected people ranged from 2 to 20 times more than the number of cases registered by the state's public health agency. This overestimation of infected people can be attributed to the low number of clinical tests performed in the studied area (only 0.5% of the total population in the region was tested) and the viral load from asymptomatic cases of COVID-19.

Also in Brazil, the Oswaldo Cruz Foundation (Fiocruz) in partnership with the city of Niterói, located in the metropolitan area of the capital city Rio de Janeiro, developed an online platform that allows monitoring the dissemination of the new coronavirus from the analysis of samples from the sewerage system. With collections started in April 2020 and carried out weekly, 29 georeferenced points were selected for the survey of material, in a staggered way and distributed among wastewater treatment stations, points for hospital wastewater disposal and wastewater collection network.

Data made available at the platform indicate that the average of positive samples of SARS-CoV-2 was 81% at the end of the epidemiological week 32 and that fragments of the virus were detected in all monitored regions in the city. Bearing in mind that Niterói has more than 95% of its population with access to the wastewater network, with an exception in Brazil (which has an average of only 53%), the current research challenge, which is expected to last 12 months, is to establish a model that allows to contribute in the promotion of public actions in the face of the pandemic. (<https://arcg.is/OHXfXX>).

To our knowledge, the most accurate and mathematically adjusted WBE study to date has been conducted in Massachusetts (USA) by Wu *et al.* (2020b). These authors were able to observe a very high correlation between the concentration of VG in the wastewater and the number of new registered cases of COVID-19, reaching Pearson's correlation coefficient ( $r$ ) equal to 0.92 between these two variables.

In view of the complexity in establishing WBE validation methods for monitoring SARS-CoV-2, scientific collaboration networks have been built since the beginning of the pandemic. The "COVID-19 WBE Collaborative" was one of the first to be developed, seeking to coordinate methodologies and data sharing to maximize WBE studies by meeting working groups on the website [www.covid19wbec.org](http://www.covid19wbec.org), in addition to creating a platform sharing research protocols through the Protocols.io system. Other networks at the regional level also stand out, such as "The ColoSSoS Project", which aims to undertake a research network in Australia to understand the impacts of COVID-19 on the wastewater system, as well as the "COVID-19 Wastewater Coalition", created by the Canadian Water Network (CWN) with the aim of gathering studies to assess the potential of the WBE as a national surveillance program.

In economic terms, the use of WBE proves to be extremely viable. In a simulation made for the reality of Germany, Hart and Halden (2020) estimated that the costs with inputs needed for health surveillance of COVID-19 through wastewater, would be equivalent to only 0.014% of the total amount spent with mass testing for the entire population of the country, which represents a significant economy, which would significantly reduce the costs of the government to face this pandemic.

### Final discussion

The researches that aim to quantify the new coronavirus in the wastewater is still in the first stages, and face some limitations of analytical nature, namely: lack of standardization of sampling and viral genome concentration techniques, that is necessary in cases where there is a low concentration of viral genome in the sample, and high impurity content, as is the case with wastewater samples (Ahmed *et al.*, 2020; La Rosa *et al.*, 2020; Medema *et al.*, 2020); and standardization of the viral structure region (envelope protein [E], nucleocapsid [N] gene or RNA-

dependent RNA polymerase [RdRp] gene) or primer/probe mixes (N1, N2 or N3, for example) most suitable for extraction of genetic material (Ahmed *et al.*, 2020; Medema *et al.*, 2020; Randazzo *et al.*, 2020; Rimoldi *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2020a). These factors can influence the analytical sensitivity and the limit of quantification of VG in the sample (Randazzo *et al.*, 2020).

Regarding WBE, the studies applied to monitor COVID-19 and other diseases so far make it clear that this is a promising tool from when it comes to controlling viral epidemics. However, based on the results presented by Wu *et al.* (2020b), Wurtzer *et al.* (2020) and Randazzo *et al.* (2020), the monitoring of VG concentration in the wastewater of a population needs to be done periodically, and for enough time so that a reduction in the VG concentration in the wastewater can be observed at values similar to those found at the beginning of the disease outbreak.

Although WBE is seen as a tool aimed at reducing costs in monitoring the spread of the new coronavirus, it is evident that most of the work related to the detection of COVID-19 in wastewater is carried out in higher-income regions, such as Europe, the United States, Asia and Oceania, highlighting the inequality in R&D in the area (Daughton, 2020). Even in those countries with potential for investment in the area, it is noted that despite the potential of the WBE in viral monitoring, it has not yet been widely adopted, partly due to problems related to the disarticulation of public health management with the management of wastewater, which is usually found in different administrative spheres and without articulation (Hrudey *et al.*, 2020). Another factor pointed out is the fact that, given that the data coming from the WBE occur on a community and regional scale, governments fear losses in the economic field due to measures of social isolation.

## Acknowledgements

*The authors thank the Institute of Marine Science of the Federal University of Ceará, Brazil.*

## References

- Ahmed, W., Angel, N., Edson, J., Bibby, K., Bivins, A., O'Brien, J. W., Choi, P. M., Kitajima, M., Simpson, S. L., Li, J., Tschärke, B., Verhagen, R., Smith, W. J. M., Zaugg, J., Dierens, L., Hugenholtz, P., Thomas, K. V., Mueller, J. F. (2020) First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. *Science of The Total Environment*, **728**, 138764. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138764>
- Alygizakis, N., Markou, A. N., Rousis, N. I., Galani, A., Avgeris, M., Adamopoulos, P. G., Scorilas, A., Lianidou, E. S., Paraskevis, D., Tsiodras, S., Tsakris, A., Dimopoulos, M.-A., Thomaidis, N. S. (2020) Analytical methodologies for the detection of SARS-CoV-2 in wastewater: Protocols and future perspectives. *Trends in Analytical Chemistry*. (in press) doi: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116125>

- Asghar, H., Diop, O. M., Weldegebriel, G., Malik, F., Shetty, S., Bassioni, L. El, Akande, A. O., Maamoun, E. Al, Zaidi, S., Adeniji, A. J., Burns, C. C., Deshpande, J., Oberste, M. S., Lowther, S. A. (2014) Environmental surveillance for polioviruses in the global polio eradication initiative. *Journal of Infectious Diseases*, **210**(Suppl 1), S294–S303. doi: <https://doi.org/10.1093/infdis/jiu384>
- Bar-or, I., Yaniv, K., Shagan, M., Ozer, E., Erster, O., Mendelson, E., Mannasse, B., Shirazi, R., Kramarsky-Winter, E., Nir, O., Abu-ali, H., Ronen, Z., Rinott, E., Lewis, Y. E., Friedler, E., Bitkover, E., Paitan, Y., Berchenko, Y., Kushmaro, A. (2020) Regressing SARS-CoV-2 sewage measurements onto COVID-19 burden in the population: a proof-of-concept for quantitative environmental surveillance. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.26.20073569>
- Bivins, A., North, D., Ahmad, A., Ahmed, W., Alm, E., Been, F., Bhattacharya, P., Bijlsma, L., Boehm, A. B., Brown, J., Buttiglieri, G., Calabro, V., Carducci, A., Castiglioni, S., Cetecioglu Gurol, Z., Chakraborty, S., Costa, F., Curcio, S., De Los Reyes, F. L., Vela, J. D., Farkas K., Fernandez-Casi, X., Gerba, C., Gerrity, D., Girones, R., Gonzalez, R., Haramoto, E., Harris, A., Holden, P. A., Islam, M.T., Jones, D. L., Kasprzyk-Hordern, B., Kitajima, M., Kotlarz, N., Kumar, M., Kuroda, K., La Rosa, G., Malpei, F., Mautus, M., McLellan, S. L., Medema, G., Meschke, J. S., Mueller, J., Newton, R. J., Nilsson, D., Noble, R. T., Van Nuijs, A., Peccia, J., Perkins, T. A., Pickering, A. J., Rose, J., Sanchez, G., Smith, A., Stadler, L., Stauber, C., Thomas, K., Van Der Voorn, T., Wigginton, K., Zhu, K., Bibby, K. (2020) Wastewater-based epidemiology: global collaborative to maximize contributions in the fight against COVID-19. *Environmental Science and Technology*, **54**, 7754–7757. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02388>
- Chavarría-Miró, G., Anfruns-Estrada, E., Guix, S., Paraira, M., Galofré, B., Sánchez, G., Pintó, R., Bosch, A. (2020) Sentinel surveillance of SARS-CoV-2 in wastewater anticipates the occurrence of COVID-19 cases. *MedRxiv*, 2020.06.13.20129627. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.06.13.20129627>
- Chernicharo, C. A. ., Araújo, J. C., Mota Filho, C. R., Bressani-Ribeiro, T., Chamhum-Silva, L. A., Leal, C. D., Leroy, D., Machado, E., Cordero, M. F. E., Azevedo, L. S., Fernandes, L., Leão, T., Laguardia, F., Reis, M. T. P., Melo, M. C., Ayrimoraes, S. (2020) Sewage monitoring as an epidemiological surveillance tool to control COVID-19: a case study in the city of Belo Horizonte. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **Special Edition COVID-19**, 1–12. Accessed on September 13, 2020. Available in: [http://abes-dn.org.br/?page\\_id=35681](http://abes-dn.org.br/?page_id=35681)
- Daughton, C. (2020) The international imperative to rapidly and inexpensively monitor community-wide Covid-19 infection status and trends. *Science of the Total Environment*, **726**, 138149. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138149>
- Fongaro, G., Stoco, P. H., Souza, D. S. M., Grisard, E. C., Magri, M. E., Rogovski, P., Schorner, M. A., Barazzetti, F. H., Christoff, A. P., Oliveira, L. F. V. de, Bazzo, M. L., Wagner, G., Hernandez, M., Rodriguez-Lazaro, D. (2020) SARS-CoV-2 in human sewage in Santa Catalina, Brazil, November 2019. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1101/2020.06.26.20140731>
- Haramoto, E., Malla, B., Thakali, O., Kitajima, M. (2020) First environmental surveillance for the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater and river water in Japan. *Science of the Total Environment*, **737**, 140405. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140405>
- Hart, O. E., & Halden, R. U. (2020) Computational analysis of SARS-CoV-2/COVID-19 surveillance by wastewater-based epidemiology locally and globally: Feasibility, economy, opportunities and challenges. *Science of The Total Environment*, **730**(138875). doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138875>
- Hata, A., Honda, R., Hara-Yamamura, H., Meuchi, Y. (2020) Detection of SARS-CoV-2 in wastewater in Japan by multiple molecular assays - implication for wastewater-based epidemiology (WBE). *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.06.09.20126417>
- Heaton, K. W., Radvan, J., Cripps, H., Mountford, R. A., Braddon, F. E. M., Hughes, A. O. (1992) Defecation frequency and timing, and stool form in the general population: A prospective study. *Gut*, **33**(6), 818–824. doi: <https://doi.org/10.1136/gut.33.6.818>
- Hellmér, M., Paxéus, N., Magnus, L., Enache, L., Arnholm, B., Johansson, A., Bergström, T., Norder, H. (2014) Detection of pathogenic viruses in sewage provided early warnings of hepatitis A virus and norovirus outbreaks. *Applied and Environmental Microbiology*, **80**(21), 6771–6781. doi: <https://doi.org/10.1128/AEM.01981-14>

- Hrudey, S. E., Ashbolt, N. J., Isaac-arenton, J. L., McKay, R. M., Servos, M. R. (2020, June 16) Wastewater-based epidemiology for SARS-CoV-2. *RSC COVID-19 Series*, (23), 1–6. Accessed on September 3, 2020. Available in: [https://rsc-src.ca/sites/default/files/Publication %2323 - EN - Epidimology\\_2.pdf](https://rsc-src.ca/sites/default/files/Publication%202323-EN-Epidimology_2.pdf)
- INCT ETEs Sustentáveis/ANA/COPASA/SES/IGAM. (2020) *Estimativa da população infectada pelo novo coronavírus baseada no monitoramento do esgoto: Evolução temporal e espacial em Belo Horizonte* (Issue 1). Accessed in September 20, 2020. Available in: <https://www.ana.gov.br/noticias/total-de-infectados-pelo-coronavirus-em-bh-pode-ser-ate-20-vezes-maior-do-que-casos-confirmados/boletim-tematico1-versaofinal-26jun20.pdf>
- La Rosa, G., Bonadonna, L., Lucentini, L., Kenmoe, S., Suffredini, E. (2020) Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods - A scoping review. *Water Research*, **179**, 115899. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115899>
- Mallapaty, S. (2020) How sewage could reveal true scale of coronavirus outbreak. *Nature*, **580**, 176–177.
- Manoj, K. (2020) Wastewater monitoring and public health surveillance of SARS-CoV-2. *Indian Journal of Public Health*, **64**(Supplement 2), S247–S248. doi: [https://doi.org/10.4103/ijph.IJPH\\_490\\_20](https://doi.org/10.4103/ijph.IJPH_490_20)
- Medema, G., Heijnen, L., Elsinga, G., Italiaander, R. (2020) Presence of SARS-Coronavirus-2 in sewage. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.03.29.20045880>
- Nemudryi, A., Nemudraia, A., Surya, K., Wiegand, T., Buyukyuruk, M., Wilkinson, R., Wiedenheft, B. (2020) Temporal detection and phylogenetic assessment of SARS-CoV-2 in municipal wastewater. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.31857/S0023476120020216>
- Nghiem, L. D., Morgan, B., Donner, E., Short, M. D. (2020) The COVID-19 pandemic: Considerations for the waste and wastewater services sector. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, **1**, 100006, 1–5. doi: <https://doi.org/10.1016/j.csee.2020.100006>
- Orive, G., Lertxundi, U., Barcelo, D. (2020). Early SARS-CoV-2 outbreak detection by sewage-based epidemiology. *Science of the Total Environment*, **732**, 139298 doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139298>
- Randazzo, W., Truchado, P., Cuevas-Ferrando, E., Simón, P., Allende, A., Sánchez, G. (2020) SARS-CoV-2 RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area. *Water Research*, **181**, 115942. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115942>
- Rimoldi, S. G., Stefani, F., Gigantiello, A., Polesello, S., Comandatore, F., Mileto, D., Maresca, M., Longobardi, C., Mancon, A., Romeri, F., Pagani, C., Cappelli, F., Roscioli, C., Moja, L., Gismondo, M. R., Salerno, F. (2020) Presence and infectivity of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *Science of the Total Environment*, **744**, 140911. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140911>
- Rimoldi, S. G., Stefani, F., Gigantiello, A., Polesello, S., Comandatore, F., Mileto, D., Maresca, M., Longobardi, C., Mancon, A., Romeri, F., Pagani, C., Moja, L., Gismondo, M. R., Salerno, F. (2020) Presence and vitality of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.05.01.20086009>
- Schrader, C., Schielke, A., Ellerbroek, L., Johne, R. (2012) PCR inhibitors - occurrence, properties and removal. *Journal of Applied Microbiology*, **113**(5), 1014–1026. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05384>
- Tang, A., Tong, Z. D., Wang, H. L., Dai, Y. X., Li, K. F., Liu, J. N., Wu, W. J., Yuan, C., Yu, M. L., Li, P., Yan, J. B. (2020) Detection of novel coronavirus by RT-PCR in stool specimen from asymptomatic child, China. *Emerging Infectious Diseases*, **26**(6), 1337–1339. doi: <https://doi.org/10.3201/eid2606.200301>
- Vogels, C. B. F., Brito, A. F., Wyllie, A. L., Fauver, J. R., Ott, I. M., Kalinich, C. C., Petrone, M. E., Casanovas-massana, A., Muenker, M. C., Moore, A. J., Klein, J., Lu, P., Lu-culligan, A., Jiang, X., Kim, D. J., Kudo, E., Mao, T., Moriyama, M., Oh, J. E., Park, A., Silva, J., Song, E., Takahashi, T., Taura, M., Tokuyama, M., Venkataraman, A., Weizman, O.-E., Wong, P., Yang, Y., Cheemarla, N. R., White, E. B., Lapidus, S., Earnest, R., Geng, B., Vijayakumar, P., Odio, C., Fournier, J., Bermejo, S., Farhadian, S., Cruz, C. S. D., Iwasaki, A., Ko, A. I., Landry, M. L., Foxman, E. F., Grubaugh, N. D. (2020) Analytical sensitivity and efficiency comparisons of SARS-CoV-2 RT – qPCR primer – probe sets. *Nature Microbiology*, **5**(October), 1299–1305. doi: <https://doi.org/10.1038/s41564-020-0761-6>
- WHO, World Health Organization. (2020) *WHO Coronavirus Disease (COVID-19) Dashboard*. World Health Organization. Accessed on November 30, 2020. Available in: <https://covid19.who.int>



- Wölfel, R., Corman, V. M., Guggemos, W., Seilmaier, M., Zange, S., Müller, M. A., Niemeyer, D., Jones, T. C., Vollmar, P., Rothe, C., Hoelscher, M., Bleicker, T., Brünink, S., Schneider, J., Ehmann, R., Zwirgmaier, K., Drosten, C., Wendtner, C. (2020) Virological assessment of hospitalized patients with COVID-2019. *Nature*, **581**, 465–469. doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2196-x>
- Wu, F., Xiao, A., Zhang, J., Gu, X., Lee, W. L., Kauffman, K., Hanage, W., Matus, M., Ghaeli, N., Endo, N., Claire Duvallet, Moniz, K., Erickson, T., Chai, P., Thompson, J., Alm, E. (2020a) SARS-CoV-2 titers in wastewater are higher than expected from clinically confirmed cases. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.05.20051540>
- Wu, F., Xiao, A., Zhang, J., Moniz, K., Endo, N., Armas, F., Bonneau, R., Brown, M. A., Bushman, M., Chai, P. R., Claire Duvallet, Erickson, T. B., Foppe, K., Ghaeli, N., Gu, X., Hanage, W. P., Huang, K. H., Lee, W. L., Matus, M., McElroy, K. A., Nagler, J., Rhode, S. F., Santillana, M., Tucker, J. A., Wuertz, S., Zhao, S., Thompson, J., Alm, E. J. (2020b) SARS-CoV-2 titers in wastewater foreshadow dynamics and clinical presentation of new COVID-19 cases. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.06.15.20117747>
- Wu, Y., Guo, C., Tang, L., Hong, Z., Zhou, J., Dong, X., Yin, H., Xiao, Q., Tang, Y., Qu, X., Kuang, L., Fang, X., Mishra, N., Lu, J., Shan, H., Jiang, G., Huang, X. (2020c) Prolonged presence of SARS-CoV-2 viral RNA in faecal samples. *The Lancet Gastroenterology and Hepatology*, **5**, 434–435. [https://doi.org/10.1016/S2468-1253\(20\)30083-2](https://doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30083-2)
- Wurtzer, S., Marechal, V., Mouchel, J., Maday, Y., Teyssou, R., Richard, E., Almayrac, J., Moulin, L. (2020) Evaluation of lockdown impact on SARS-CoV-2 dynamics through viral genome quantification in Paris wastewaters. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.12.20062679>
- Zhang, N., Gong, Y., Meng, F., Bi, Y., Yang, P., Wang, F. (2020a) Virus shedding patterns in nasopharyngeal and fecal specimens of COVID-19 patients. *MedRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.03.28.20043059>
- Zhang, T., Cui, X., Zhao, X., Wang, J., Zheng, J., Zheng, G., Guo, W., Cai, C., He, S., & Xu, Y. (2020b) Detectable SARS-CoV-2 viral RNA in feces of three children during recovery period of COVID-19 pneumonia. *Journal of Medical Virology*, **92**(7), 909–914. doi: <https://doi.org/10.1002/jmv.25795>
- Zhou, P., Yang, X.-L., Wang, X.-G., Hu, B., Zhang, L., Zhang, W., Si, H.-R., Zhu, Y., Li, B., Huang, C.-L., Chen, H.-D., Chen, J., Luo, Y., Guo, H., Jiang, R.-D., Liu, M.-Q., Chen, Y., Shen, X.-R., Wang, X., Zheng, X.-S., Zhao, K., Chen, Q. J., Deng, F., Liu, L.-L., Yan, B., Zhan, F.-X., Wang, Y.-Y., Xiao, G.-F. Shi, Z.-L. (2020) A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. *Nature*, **579**, 270–273. doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2012-7>

La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2020:

Adalberto Noyola Robles, México	Carlos Alberto Mendes Moraes, Brasil
Alejandra Castro González, México	Carlos Chernicharo, Brasil
Alejandra Martín Domínguez, México	Catiane Pelissari, Brasil
Alejandro Vargas Casillas, México	Celia Regina Diniz, Brasil
Alexandre Couto Rodrigues, Brasil	Cinthy K. Assunção do Rosário Duarte, Brasil
Alice Rocha Desouza, Brasil	Claudia Coutinho Nóbrega, Brasil
Aline Flávia Nunes Remígio Antunes, Brasil	Claudia Gutiérrez-Antonio, México
Aline Renée Coscione, Brasil	Cláudio Leite de Souza, Brasil
Alma Chávez Mejía, México	Constantino Gutiérrez Palacios, México
Amanda Finger, Brasil	Cynara Reis Aguiar, Brasil
Ana Alejandrina Castro Rodríguez, México	Daniel Bartiko, Brasil
Ana Carolina de Oliveira Nobre Batista, Brasil	Darci Barnech Campani, Brasil
Ana Cé , Brasil	Derovil Antonio dos Santos Filho, Brasil
Ana Elisa Silva de Abreu, Brasil	Dimas Alberto García Guzmán, Nicaragua
Ana G. Henriques Pereira van Elk, Brasil	Dirce Martins de Oliveira, Brasil
Ana Lúcia Denardin da Rosa, Brasil	Edinéia Lazarotto Formagini, Brasil
Ana Patricia Nunes Bandeira, Brasil	Edna Rosalba Meza Escalante, México
Ana Silvia Pereira Santos, Brasil	Edson Aparecido Abdul Nour, Brasil
Andrea Sartori Jabur, Brasil	Elaine Regina Lopes Tiburtius, Brasil
Ángeles Alberto Villavicencio, México	Eduardo Mendonça Pinheiro, Brasil
Angelica Segovia Walsh Garcia, Nicaragua	Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos, Brasil
Ann Honor Munteer, Brasil	Erika da Justa Teixeira Rocha, Brasil
Antonio Ludovico Beraldo, Brasil	Erika Viviana Miranda Mandujano, México
Armando Borges de Castilhos Junior, Brasil	Fabián Robles Martínez, México
Arodi Bernalmartinez, México	Fábio Ribeiro de Oliveira, Brasil
Arthur Couto Neves, Brasil	Fabricao Espejel Ayala, México
Beatriz Elena Rojas Munera, Colombia	Fellipe Henrique Martins Moutinho, Brasil

La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2020 (continuación):

Fernando Fernandes Vieira, Brasil	Jaqueline Aida Ferrete, Brasil
Fernando Hermes Passig, Brasil	Jean Carlos Machado Alves, Brasil
Fernando Jorge Correa Magalhães Filho, Brasil	Jean Leite Tavares, Brasil
Francianne Vieira Mourão, Brasil	Jefferson Heráclito Alves de Souza, Brasil
Francisca Nara da Conceição Moreira, Brasil	Joana Darc Freire de Medeiros, Brasil
Francisco Humberto de Carvalho Junior, Brasil	Joana Tereza Vaz de Moura, Brasil
Francisco J. Cervantes, México	Johannes Gérson Janzen, Brasil
Frederico Yuri Hanai, Brasil	Jonas de Sousa Correa, Brasil
Gemmelle Oliveira Santos, Brasil	José Almir Cirilo, Brasil
Germário Marcos Araújo, Brasil	José Antonio Guevara García, México
Gilson Barbosa Athayde Júnior, Brasil	Jose Avidan Bravo Jacome, México
Gina Rizpah Besen, Brasil	José Tavares de Sousa, Brasil
Giulliano Guimarães Silva, Brasil	José Wagner Alves Garrido, Brasil
Gloria Moreno Rodríguez, México	Juan Gabriel Garcia Maldonado, México
Grasiele Soares Cavallini, Brasil	Julián Carrillo Reyes, México
Guillermo Quijano, México	Juliano Rodrigues Gimenez, Brasil
Harry Alberto Bollmann, Brasil	Junior Hiroyuki Ishihara, Brasil
Hélio Raymundo Ferreira Filho, Brasil	Karina Querne de Carvalho Passig, Brasil
Ian Rocha de Almeida, Brasil	Karla Alcione da Silva Cruvinel, Brasil
Idania Valdez Vazquez, México	Karol Karla García Aguirre, México
Isaac Yanqui Morales, Perú	Karyna Oliveira Chaves de Lucena, Brasil
Israel Nunes Henrique, Brasil	Laíse Alves Candido, Brasil
Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira, Brasil	Leonardo Silveira Conke, Brasil
Izabelle Ferreira de Oliveira, Brasil	Lígia Conceição Tavares, Brasil
Jaildo Santos Pereira, Brasil	Liliana García Sánchez, México
Jaime Diaz Gomez, Colombia	Lisete Celina Lange, Brasil

La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2020 (continuación):

Lucas Tadeu Fuess, Brasil	Mélida del Pilar Anzola Rojas, Brasil
Luciana Coêlho Mendonça, Brasil	Mercedes E. Ramírez Camperos, México
Luciana Londero Brandli, Brasil	Michael Barbosa Viana, Brasil
Luciano Matos Queiroz, Brasil	Mirna Noemy Argueta Irías, Honduras
Luís Eduardo Azevedo Modler, Brasil	Mônica de Abreu Azevedo, Brasil
Luisa Helena dos Santos Oliveira, Brasil	Narcísio Cabral de Araújo, Brasil
Luiz Di Bernardo, Brasil	Nestor Leonel Muñoz Hoyos, Colombia
Luiz Roberto Santos Moraes, Brasil	Orlando de Carvalho Junior, Brasil
Ma. Neftali Rojas Valencia, México	Oscar Armando Monroy Hermosillo, México
Magno José Alves, Brasil	Paola Poirrier; Chile
Marcelo Henrique Otenio, Brasil	Paula Peixoto Assemany, Brasil
Márcia Aparecida da Silva Pimentel, Brasil	Paulo Robinson da Silva Samuel, Brasil
Márcia Maria dos Anjos Mascarenha, Brasil	Pedro Antonio García Encina, España
Márcia Regina Farias da Silva, Brasil	Quetzalcoatl C. Hernández Escobedo, México
Marcio Ricardo Salla, Brasil	Rafael Bernardo Carmona Paredes, México
Marco Antonio Garzón Zúñiga, México	Raisa Rodrigues Neves, Brasil
Marco Aurélio Soares de Castro, Brasil	Régia Lúcia Lopes, Brasil
Marcos Adami, Brasil	Rejane Felix Pereira, Brasil
Margarita Navarrete Montesinos, México	Ricardo Ferreira Carlos de Amorim, Brasil
Maria Cristina Borba Braga, Brasil	Rita de Cássia Pompeu de Sousa, Brasil
Maria Isabel Fernandez Parra, Cuba	Roberto Magno, Brasil
Maria Lyda Bolanos Rojas, Brasil	Ronan Cleber Contrera, Brasil
Mariana Ribeiro Santiago, Brasil	Rosa María Flores Serrano, México
Marta Regina Lopes Tocchetto, Brasil	Ruth Gabriela Ulloa Mercado, México
Marta Siviero Guilherme Pires, Brasil	Samuellson Lopes Cabral, Brasil
Martín Barragán Trinidad, México	Sandro Donnini Mancini, Brasil
Mauricio José Ríos, México	Sandro Xavier de Campos, Brasil

La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2020 (continuación):

Saulo de Tarso Marques Bezerra, Brasil  
Silvânia Lucas dos Santos, Brasil  
Silvia Layara Floriani Andersen, Brasil  
Simón González Martínez, México  
Suélen Maria de Amorim, Brasil  
Tania Lizet Gómez Borraz, México  
Tarcísio da Costa Lobato, Brasil  
Tássia dos Anjos Tenório de Melo, Brasil  
Thâmara Martins Ismael de Sousa, Brasil  
Tiago Luis Gomes, Brasil  
Tsunao Matsumoto, Brasil  
Ulises Durán Hinojosa, México  
Valderi Duarte Leite, Brasil  
Valéria Cristina Palmeira Zago, Brasil  
Valquiria Melo Souza Correia, Brasil  
Vinícius de Oliveira Kühn, Brasil  
Viviana Maria Zanta, Brasil  
Viviane Farias Silva, Brasil  
Weruska Brasileiro Ferreira, Brasil  
William Leonardo Da Silva, Brasil  
Zoraide Souza Pessoa, Brasil