



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Brazilian Journal of Environmental Sciences

RBCIAMB

Volume 55, Número 4, dezembro de 2020

ISSN Eletrônico 2176-9478

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic - Universidade Ceuma, São Luís, MA, Brasil

Editores Internacionais

Günter Gunkel – Universidade Técnica de Berlim (TU-Berlin), Berlim, Alemanha

Jose Alfaro - Universidade de Michigan, Ann Arbor, USA

Manuela Morais - Universidade de Évora (UEVORA), Évora, Portugal

Oscar Parra - Universidade de Concepcion (UDEEC), Concepcion, Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto - Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil

Liliana Pena Naval - Universidade Federal de Tocantins (UFT), Palmas, TO, Brasil

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho - Universidade Positivo (UP), Curitiba, PR, Brasil

Mário Augusto Gonçalves Jardim - Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, PA, Brasil

Tadeu Fabrício Malheiros - Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP, Brasil

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

Asher Kiperstok, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, BA, Brasil

Carlos Alberto Cioce Sampaio, Universidade Regional de Blumenau (FURB), Blumenau, SC, Brasil

Cleverson V. Andreoli, Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul (ISAE), Curitiba, PR, Brasil

Eliza Maria Xavier Freire, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, RN, Brasil

Fabiano Toni, Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF, Brasil

Jorge Alberto Soares Tenório, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

Leandro Gonçalves Oliveira, Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, GO, Brasil

Luiz Carlos Beduschi Filho, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

Marco Antonio Almeida de Souza, Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF, Brasil

Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, Brasil

Maria do Carmo Martins Sobral, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, Brasil

Miguel Mansur Aisse, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR, Brasil

Valdir Fernandes, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR, Brasil

Wanderley da Silva Paganini, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil

Instituição

Associação Brasileira de Engenharia
Sanitária e Ambiental – ABES

Presidente Nacional da ABES

Alceu Guérios Bittencourt

Secretaria Editorial

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Dúvidas e sugestões: rbciamb@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

437 - EDITORIAL

Maurício Dziedzic

440 - GROUNDWATER VULNERABILITY TO AGROCHEMICAL CONTAMINATION

Vulnerabilidade à contaminação por agroquímicos em águas subterrâneas

Rogério Barbosa Soares, Samiria Maria Oliveira Silva, Francisco de Assis de Souza Filho, Ticiana Marinho de Carvalho Studart, Renata Locarno Frota

456 - AVALIAÇÃO DE NUTRIENTE LIMITANTE DA PRODUÇÃO ALGAL EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Evaluation of limiting nutrient of algal production in reservoirs of the Brazilian semiarid

Mário Cesar Wiegand, Antônia Tatiana Pinheiro do Nascimento, Alexandre Cunha Costa, Iran Eduardo Lima Neto

479 - FLUXO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUA EM ALUVIÃO DO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO PARA ABASTECIMENTO DE PEQUENAS COMUNIDADES

Water flow and storage in alluvium at Pernambuco semiarid for supplying small communities

Wendell José Soares dos Santos, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, Artur Paiva Coutinho, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

498 - IMPACTO DA POLUIÇÃO DO AR NA SAÚDE PÚBLICA EM MUNICÍPIOS COM ELEVADA INDUSTRIALIZAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO

Impact of air pollution on public health in high industrialized municipalities in the State of São Paulo

Bianca Corá, Luciana Ferreira Leite Leirião, Simone Georges El Khouri Miraglia

510 - TRATAMENTO DE EFLUENTE KRAFT POR SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO COMO MEIO SUPORTE

Kraft effluent treatment by activated sludge systems with added activated carbon as support medium

Ketiny Camargo Castro, Claudia Regina Xavier

525 - ECONOMIA CIRCULAR E RESÍDUO DE PESCADO

Circular economy and fish waste

Thais Moron Machado, Lúvia de Cássia Catapreta, Érika Fabiane Furlan, Cristiane Rodrigues Pinheiro Neiva

536 - TRATAMENTO DE EFLUENTES ÁCIDOS PARA A REMOÇÃO DO MANGANÊS E DE METAIS PESADOS ASSOCIADOS AOS EFLUENTES DA MINERAÇÃO DE CARVÃO POR MEIO DOS PROCESSOS DE FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Treatment of acid effluents for the removal of manganese and heavy metals associated with effluents from the coal mining through the processes of flocculation and flotation by dissolved air

Samira Becker Volpato, Antuni Crescencio, Carlyle Torres Bezerra de Menezes, Andre Escobar

552 - INTEGRAÇÃO DE FERRAMENTAS DE MODELAGEM AMBIENTAL, FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E TRATAMENTOS ESTATÍSTICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

Integration of environmental modeling tools, landscape fragmentation and statistical treatments in the evaluation of water quality

Mariana Davila Fonseca Paiva de Paula Freitas

570 - ERRATA

Erratum

Editorial

Prezados leitores,

É com satisfação que me dirijo ao público da Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB) para comemorar a conclusão de mais um ano de publicação e também fazer uma prestação de contas de fim de gestão.

Ao longo de 2020, a equipe editorial, novamente, alcançou sucesso na agilização do processo de avaliação dos artigos submetidos, cumpriu os prazos de publicação de todas as edições e fomentou a publicação de artigos de impacto científico significativo.

Quando assumi a editoria-geral da revista, no fim de 2015, tínhamos como pendências 15 artigos submetidos em 2013, 102 artigos submetidos em 2014 e 126 artigos submetidos em 2015. Chegamos ao final de 2020 com nenhuma pendência de anos anteriores, e todos os artigos submetidos em 2020 já estão pré-avaliados. Nesse período, foram publicadas 20 edições da revista.

Além de estarmos com todas as edições de 2020 no ar, temos sete artigos pré-publicados e 10 aceitos e em processo de edição, que comporão as primeiras edições de 2021. Atualmente, o prazo médio de comunicação da pré-avaliação ao autor é de cinco dias, enquanto o prazo médio entre a submissão e a decisão final é de 79 dias. Esses números indicam uma equipe editorial altamente comprometida, elevando a RBCIAMB, nesses quesitos, aos patamares das grandes revistas internacionais.

Encerrando mais um ano, aproveito para agradecer o excelente trabalho *voluntário* realizado pelos editores e revisores em prol das ciências ambientais. A lista completa de editores e revisores que colaboraram com a RBCIAMB em 2020 é apresentada na sequência.

Encerrando a minha participação como editor-geral da revista, agradeço à Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) o apoio e agradeço especialmente a Soraia Fernandes o trabalho incansável na Secretaria-Geral da revista, e dou as boas-vindas, ou boa-volta à casa, ao professor Valdir Fernandes, que assume a editoria-geral da revista a partir de agora.

Cordiais saudações,

Professor Maurício Dziejdzic
Editor-Geral da RBCIAMB
E-mail: madziejdzic@gmail.com

EDITORES DE SEÇÃO

Adriana Marques Rossetto

Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Liliana Pena Naval

Universidade Federal de Tocantins (UFT)

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Universidade Positivo (UP)

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)

Tadeu Fabrício Malheiros

Universidade de São Paulo (USP)

REVISORES 2020

Adriano Quaresma – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Aida Silva – Agência Nacional de Saúde Suplementar (ANS)

Alexandre Uhlmann – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

Allison Silva – Instituto Federal da Bahia (IFBA)

Álvaro Back – Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC)

Amarilis Gallardo – Universidade de São Paulo (USP)

Ana Petry – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

André Santos – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Angela Fushita – Universidade Federal do ABC (UFABC)

Antônio Fiorucci – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Arlison Favareto – Universidade Federal do ABC (UFABC)

Carla Ozorio – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Carlyle Menezes – Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC)

Claudia Bravo – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Cristina Hüther – Universidade Federal Fluminense (UFF)

Cristina Alvarez – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Cristina Pandolfo – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI)

Cynthia Ferreira – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Daiane Cecchin – Universidade Federal Fluminense (UFF)

Dirlane Carmo – Universidade Federal Fluminense (UFF)

Dusan Schreiber – Universidade Feevale

Eduardo Cunha – Universidade Federal de Pelotas (UFPEL)

Eduardo Ethur – Centro Universitário UNIVATES

Elaine Silva – Universidade Federal do Piauí (UFPI)

Elen Pacheco – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Eliane Vasconcelos – Universidade Positivo (UP)

Elfany Lopes – Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Elineide Marques – Universidade Federal do Tocantins (UFT)

Elisandra Scapin – Universidade Federal do Tocantins (UFT)

Érika Furlan – Instituto de Pesca

Euclésio Simionato – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Flávio Silva – Universidade Federal Fluminense (UFF)

Gean Delise Vargas – Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

Gérsica Nogueira da Silva – Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Giovano Candiani – Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Gustavo Costa – Universidade Feevale

Irineu Bianchini Júnior – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Ivan Junckes – Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Jefferson Nascimento de Oliveira – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP)

Juliana Américo-Pinheiro – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP)

João Ulrich – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN)

John Loomis – Universidade Positivo (UP)

José Araújo – Universidade Federal do Ceará (UFC)

José Froehlich – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

José Henrique Cattanio – Universidade Federal do Pará (UFPA)

José Mota – Instituto Tecnológico Vale (ITV)

Juacyara Campos – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Jussara Cruz – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

Joel Silva – Universidade Regional de Blumenau (FURB)

Katia Cavalcante – Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Kelly Tonello – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Klebber Formiga – Universidade Federal de Goiás (UFG)

- Leonardo Hoinaski – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
 Leonardo Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)
 Luciana Rezende – Centro Universitário de Maringá (Unicesumar)
 Luis Rovena – Universidade Estadual do Paraná (UNESPAR)
 Luis Silva – Universidade Federal do Pará (UFPA)
 Maria Autora Mota – Universidade Federal do Pará (UFPA)
 Maria Antonia Carniello – Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
 Maria de Lourdes Ruivo – Museu Paraense Emílio Goedi (MPEG)
 Maria Eliza Hassemer – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
 Maria Valverde – Universidade Federal do ABC (UFABC)
 Marília Castro – Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IFPE)
 Michele Potrich – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)
 Miguel Aisse – Universidade Federal do Paraná (UFPR)
 Nádia Torres – Universidade Tiradentes
 Nemésio Salvador – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)
 Nilton Rosário – Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)
 Nobel Freitas – Universidade de Sorocaba (Uniso)
 Omar Bitar – Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT)
 Ozelito Amarante Junior – Instituto Federal do Maranhão (IFMA)
 Patricia Bilotta – Universidade Positivo (UP)
 Patricia Borja – Universidade Federal da Bahia (UFBA)
 Paulo Fortes Neto – Universidade de Taubaté
 Paulo Janissek – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul
 Rachel Magnago – Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul)
 Rafael Oliveira – Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR)
 Rafael Salomão – Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRAM)
 Reginaldo Geremias – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
 Rejane Marques – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
 Renata Cuba – Universidade Federal de Goiás (UFG)
 Ricardo Ojima – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
 Roberta Rodrigues – RB Recursos Hídricos
 Roberto Farias – Vigilância em Saúde da Prefeitura de Porto Alegre
 Roberto Lourenço – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP)
 Rodrigo Horochovski – Universidade Federal do Paraná (UFPR)
 Rosana Barros – Instituto Federal de Goiás (IFG)
 Rosecélia Castro – Universidade Federal do Pará (UFPA)
 Sandra Schult – Universidade Federal do ABC (UFABC)
 Sílvia Bittencourt – Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul)
 Simone Miraglia – Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)
 Soreli Fiaux – Universidade Federal Fluminense (UFF)
 Steel Vasconcelos – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)
 Thiago Alves – Universidade Regional de Blumenau (FURB)
 Thiago Rodrigues – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
 Vanusca Jahno – Universidade Feevale
 Vinicius Kütter – Universidade Federal do Pará (UFPA)
 Wanessa Ramsdorf – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



GROUNDWATER VULNERABILITY TO AGROCHEMICAL CONTAMINATION

VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO POR AGROQUÍMICOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Rogério Barbosa Soares 

Ph.D. student in Water Resources,
Universidade Federal do Ceará.
Technician at the Institute of
Research and Economic Strategy of
Ceará – Fortaleza (CE), Brazil.

Samiria Maria Oliveira Silva 

Professor, Department of Hydraulic
and Environmental Engineering,
Universidade Federal do Ceará –
Fortaleza (CE), Brazil.

**Francisco de Assis
de Souza Filho** 

Professor, Department of Hydraulic
and Environmental Engineering,
Universidade Federal do Ceará –
Fortaleza (CE), Brazil.

**Ticiano Marinho de
Carvalho Studart** 

Professor, Department of Hydraulic
and Environmental Engineering,
Universidade Federal do Ceará –
Fortaleza (CE), Brazil.

Renata Locarno Frota 

Ph.D. student in Water Resources,
Universidade Federal do Ceará –
Fortaleza (CE), Brazil.

Correspondence address:

Rogério Barbosa Soares – Rua 1 H,
120 – Parque Tabapuá – CEP: 61635-
100 – Caucaia (CE), Brazil – E-mail:
rogeriosoares77@gmail.com

Received on: 09/13/2019

Accepted on: 07/01/2020

ABSTRACT

This research aimed at evaluating groundwater vulnerability to agrochemical contamination. To that end, we developed an index called Hydric Vulnerability and Agrochemical Contamination Index (HVACI), which integrates a geographic information system and fuzzy logic to measure catchment vulnerability to agrochemical contamination. Our case study investigates two sub-basins, the Baixo Jaguaribe and the Médio Jaguaribe, in the state of Ceará, Brazil. We built a logical relationship matrix involving economic and environmental information as a tool to enhance public managers' decision-making capabilities. Evaluation was based on four categories of vulnerability — high, medium-high, medium-low, and low —, and we found that the joint area of the Baixo Jaguaribe and Médio Jaguaribe sub-basins presented the following levels of risk contamination: 80.3% of the area had low vulnerability, 3.5% had medium-low vulnerability, 3.0% had medium-high vulnerability, and 13.2% had high vulnerability. Geographically, the municipalities with high vulnerability to contamination by pesticides were Aracati, Icapuí, Limoeiro do Norte, Tabuleiro do Norte, and Quixeré. Therefore, HVACI is an important tool for directing environmental management efforts toward areas identified as highly vulnerable to agrochemical contamination.

Keywords: semi-arid; fuzzy logic; aquifer.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação por agroquímicos por meio da construção do índice de vulnerabilidade hídrica e contaminação agroquímica (IVHCA), utilizando sistema de informação geográfica acoplado à lógica *fuzzy*. Este estudo foi aplicado no Ceará, para as sub-bacias hidrográficas do Baixo e Médio Jaguaribe. Elaborou-se uma matriz de relacionamento lógico envolvendo informações econômicas e ambientais, visando munir os gestores públicos com uma ferramenta capaz de direcionar a tomada de decisão. A avaliação foi realizada por meio de quatro categorias: alta, média-alta, média-baixa e baixa vulnerabilidade. Verificou-se que 80,3% da área conjunta das sub-bacias do Médio e Baixo Jaguaribe apresentou baixa vulnerabilidade hídrica à contaminação por agroquímicos e que 3,5% dessa área possui média-baixa vulnerabilidade; 3% possui média-alta vulnerabilidade; e 13,2%, alta vulnerabilidade. Os municípios de Aracati, Icapuí, Limoeiro do Norte, Tabuleiro do Norte e Quixeré foram os que apresentaram áreas com alta vulnerabilidade. Portanto, o IVHCA é uma importante ferramenta para o direcionamento de esforços de gestão ambiental em áreas identificadas com elevada vulnerabilidade à contaminação por agroquímicos.

Palavras-chave: semiárido, lógica *fuzzy*; aquífero.

INTRODUCTION

Global population growth, coupled with economic development and better living standards, has generated pressures on the natural environment. This scenario has been causing serious environmental problems, such as pollution of hydrological catchment (GUNDA *et al.*, 2019; USSAMI; GUILHOTO, 2018).

Unsustainable socioeconomic practices and a governance structure that mismanages water resources results not only in the inequitable and inefficient distribution of water but also in the lack of both water spring preservation and quality control. The resilience of aquatic systems on a world scale becomes seriously jeopardized and raises the question of how a projected increment of three billion people by 2050 can be sustainable amidst the upcoming global hydrological crisis (STADDON; SCOTT, 2018; NOVOA *et al.*, 2019).

In this context, chemical contaminants produced by both industrial and agricultural activities (found both in surface water and groundwater) are some of the main contributors affecting water quality. Specifically, they comprise pesticides, fertilizers, nitrogen compounds, other organic volatile compounds, and metals used in production and storage in agriculture and livestock pastures. Other harmful substances and products include herbicides, desiccants, and growth stimulants/inhibitors (FERREIRA *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2018; SORANDO *et al.*, 2018; TIBEBE *et al.*, 2019).

A model indicates that Brazil's total agricultural output is superior to 238 million tons a year and demands the intensive use of genetically modified organisms (GMOs) and chemical inputs, such as fertilizers and pesticides, to keep production levels high. Brazil's economic model requires information subsidizing the use of these pollutants in compliance with national and state regulations for the protection of these resources (DELLA-FLORA *et al.*, 2019), since agricultural production generates serious risk and vulnerability to regional water resources due to agrochemical pollution of aquifers.

Various models have been developed to reduce the risk of aquifer agrochemical pollution. According to Momejian *et al.* (2019), Nistor (2020), Barreto-Neto and Marchesi (2019), Secron *et al.* (2017), Sakala

et al. (2018), and Calderon *et al.* (2016), the high risk of contaminating local groundwaters near agricultural areas is normally associated with how climate change impacts the rainy season, and how rains, in turn, reinforce the leaching of soils contaminated with agrochemical products produced by agribusiness, in particular insecticides, fungicides, herbicides, and fertilizers. Aside from climate change, other regional characteristics facilitate the transport of agrochemicals, such as:

- soil use and foliage cover;
- soil declivity;
- soil type;
- hydraulic conductivity, which may increase or reduce the flow of chemical products through soil via infiltration and leaching, even under normal circumstances (NADIRI *et al.*, 2019; DAS; CHANDRA PAL, 2020).

A study using the Scopus database for the two-year period between 2018 and 2019 revealed a gap still present in studies on agrochemical contamination, given that the literature (RESHMA; SINDHU, 2019; KADAQUI; BOUALI; ARABI, 2019; GIMSING *et al.*, 2019; HE *et al.*, 2019; EJIUGU *et al.*, 2019; FIDELIBUS; PULIDO-BOSCH, 2019; DEMIR; DILEK; YETIS, 2019; OKADERA *et al.*, 2018; LIN; YAYA, 2018) has focused on the analysis of vulnerability to different variables, such as anthropic impacts, active ingredients of pesticides, coal mining, water salinity, pesticide leaching processes, saltwater infiltration, and the presence of nitrates, ammonia, and phosphates.

Ismael and Rocha (2019) claim that the most commonly used mathematical models to evaluate the potential for surface and groundwater contamination is the United States Environmental Protection Agency (EPA) method of screening, the Goss method, and the Groundwater Ubiquity Score (GUS) index. However, implementing the EPA methods demands knowledge of both the active ingredients and the physicochemical properties contained in pesticide formulas to understand how these residues are transported throughout the environment.

Other models, such as DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987) and ALPRIFT (NADIRI *et al.*, 2019), provide vulnerability analysis of groundwaters, including analysis of hydrogeological and hydrochemical parameters, and can be incorporated into a geographic information system (GIS), as shown in Moustafa (2019) and Barzegar *et al.* (2019). The downside of these models is that they require extensive amounts of field data, making them costly for the evaluation of large geographic areas, especially given the lack of hydrogeological and geochemical databases.

More recently, fuzzy analysis has been used to evaluate the degree of vulnerability of groundwaters by analytical and numerical data manipulation. Studies developed by Nobre *et al.* (2007) and Gonçalves *et al.* (2019) point to the use of fuzzy analysis coupled with GIS as a tool capable of assessing the degree of groundwater vulnerability to contamination without depending on the physicochemical parameters of fertilizers and pesticides.

Along these lines of research, works developed by Dixon (2005), Feizizadeh *et al.* (2014), and Barrile *et al.* (2016) show that fuzzy analysis combined with GIS can be a powerful instrument for modeling problems of

complex ecosystems from a spatial perspective. By superimposing and intersecting regional maps, indexing parameters with their appropriate weights can eliminate imprecise or subjective inherent concepts from the multiple criteria evaluation necessary to assess groundwater vulnerability.

In this study, we developed an index to measure groundwater vulnerability to agrochemical contamination by linking fuzzy logic to a GIS environment via association functions capable of dealing with a high degree of uncertainty and ambiguous situations, as is the case when evaluating groundwater vulnerability to agrochemical contamination.

Our method provides a more practical data treatment, using a computationally-friendly analysis technique. This method enabled the construction of a vulnerability index that is continuous and spatially computable at the river sub-basin level, using ten parameters compatible with the GUS, Goss, DRASTIC, and ALPRIFT models. It is grounded in three dimensions — hydrology, soil, and economy — and provides information to water resources and environmental policymakers that may assist their decision making on how to prevent groundwater contamination.

STUDY SITE

This study was developed for the Baixo and Médio Jaguaribe sub-basins, located in the Jaguaribe River basin, geographically situated in the east quadrant of the state of Ceará, in Northeastern Brazil. These sub-basins occupy about 51.9% of the total area of the state, encompassing a drainage area of 75,669 km², between 4°30' and 7°45' latitude South and 37°30' and 41°00' longitude West.

The Baixo Jaguaribe River sub-basin drains an area of 7,021 km² of low surfaces, with flat relief, and moderately dissected between streams tabularly interspersed with sectors of river plains, and with a predominance of sedimentary rocks. Figure 1 shows the Médio Jaguaribe River sub-basin, which drains an area of 10,335 km², with river neosol soils in the Jaguaribe River alluvium (IPECE, 2020).

METHODOLOGY

Methodological strategy

The Hydric Vulnerability and Agrochemical Contamination Index (HVACI) was constructed using Feizizadeh *et al.*'s (2014) applied methodology of spatial analysis. Figure 2 illustrates the procedures of coupling fuzzy logic with a GIS environment.

This method addresses different elements of a complex decision problem and organizes the vari-

ous elements in a hierarchical structure involving dimensions central to this study, namely: hydrogeology, soil use, and economy. For this analysis, the definition of parameters was grounded in the works of Milhome *et al.* (2009), Freitas (2010), Teixeira (2015), Barrile *et al.* (2016), Nadiri *et al.* (2019), and Barzegar *et al.* (2019).

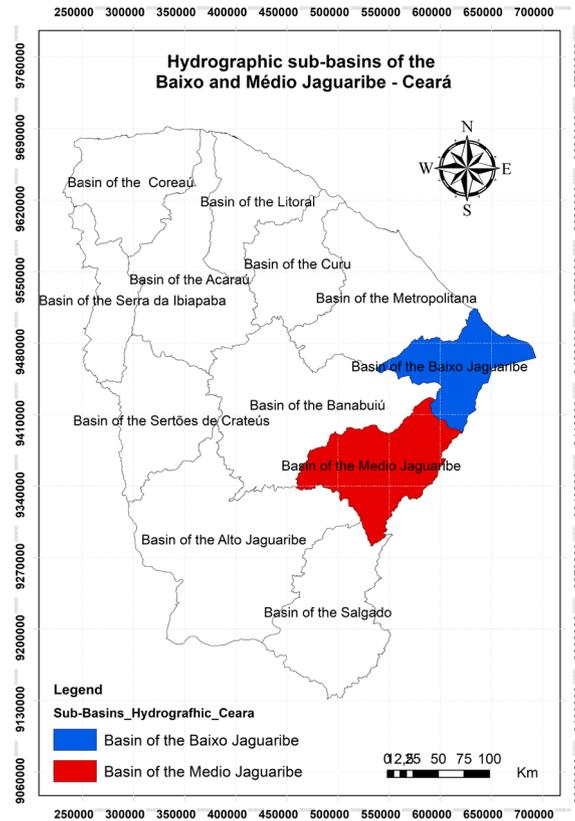
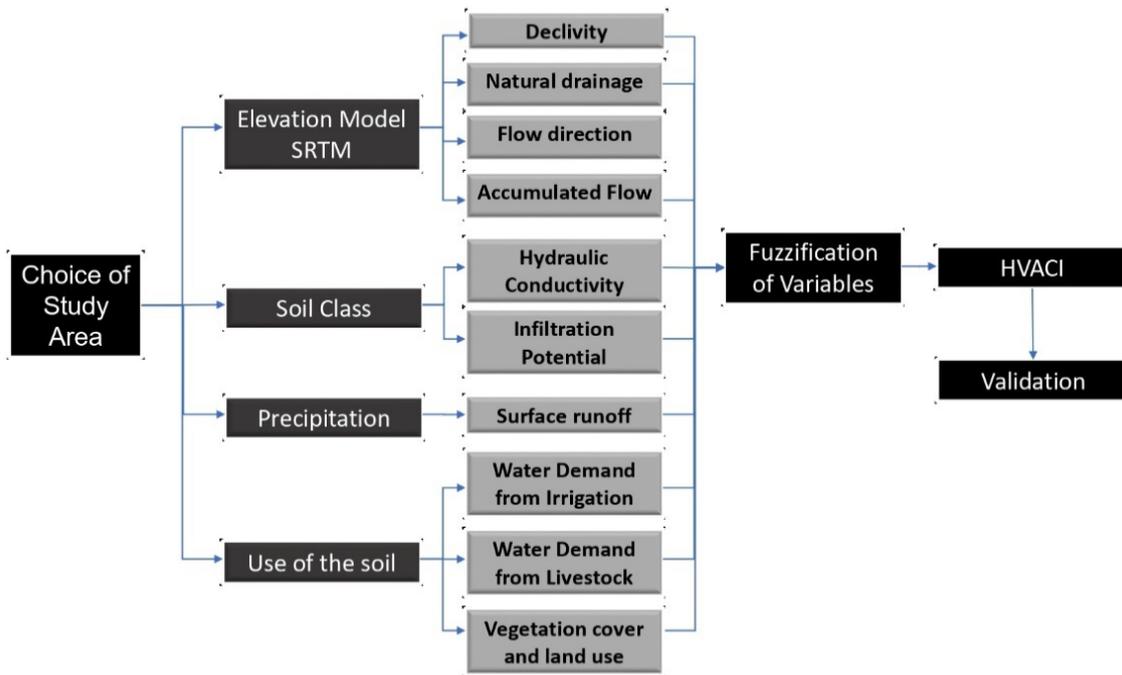


Figure 1 – Baixo and Médio Jaguaribe River sub-basins, Ceará.



SRTM: shuttle radar topography mission; HVACI: hydric vulnerability and agrochemical contamination index.

Figure 2 – Methodological strategy.

Database

In this study, we used the following data:

- Digital terrain elevation model (INPE, 2009);
- Soil type, soil hydraulic conductivity, maximal annual precipitation, potential water infiltration on soil, soil usage, and foliage cover (FUNCEME, 2019);
- Water demand from irrigated agriculture and livestock production (ANA, 2019);

Estimated soil surface runoff

Surface runoff was estimated using the Soil Conservation Service — Curve Number (SCS-CN) model for rainfall. Zhan and Huang (2004) state that this hydrological model is based on the concept of a surface runoff water blade produced by a given event, which, according to Gobira (2017), is considered “daily maximal precipitation” by the aforementioned model.

The SCS-CN model uses a “curve number” (CN) parameter that represents each area of influence according to the antecedent moisture condition (AMC), classified according to data on soil use and occupation. Equation 1 estimated the surface runoff of the sub-basins under study.

$$Pe = \begin{cases} \frac{(P-0.2S)^2}{(P+0.8S)} & [SeP > 0.2S; Pe > 0] \\ 0 & [SeP \leq 0.2S; Pe = 0] \end{cases} \quad (1)$$

In which:

Pe = surface runoff per pixel (mm);

P = maximum daily precipitation per pixel (mm);

S = maximum soil retention per pixel (mm).

The maximum daily precipitation per pixel was determined in three steps. First, precipitation data were gathered from the hydrological network of rain gauge stations monitored by Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Second, the

- Slope, natural drainage, water flow direction, water flow, and surface runoff, which were estimated herein.

Information about slope and altimetry was gathered from the TOPODATA/INPE project via the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). SRTM images are structured in grids that have a 1:250,000 resolution.

The digital terrain model was used to modulate the drainage system and the notching of regional river channels, which directly contribute to the transport of agrochemicals via surface runoff and soil infiltration by water.

maximum precipitation of a single day was identified in each station, considering the time series from 1980 to 2018. Third, the maximum daily precipitation of each rain gauge station was interpolated in the river sub-basins under study to estimate this information in a specialized way for the entire area, applying the inverse distance weighted (IDW) interpolation method, with the use of the ArcGis “Geostatistical Analyst” tool.

We calculated the maximal potential of soil infiltration (S) using Equation 2, employing the runoff curve, CN, of the SCS-CN rainfall model to define the adjustment coefficients of units based on the hydrological soil-vegetation complex. CN was calculated using the Soil Conservation Service–United States Department of Agriculture (SCS-USDA), which considers every type of soil use and occupation of the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins.

$$S \text{ (cm)} = \left(\frac{25,400}{CN} - 254 \right) \quad (2)$$

The method proposed by the SCS-USDA to determine the CN divides soil types into four general hydrological groups:

- Group A: Minimal potential of surface runoff and high rate of infiltration, includes deep sandy soils with small amounts of silt and clay that are highly permeable, and an infiltration rate of 8–12 mm/h;
- Group B: Mostly sandy soils, less deep or less compact than group A soils, with an average infiltration

superior to and less permeable than the previous, presenting an infiltration rate of 4–8 mm/h;

- Group C: Shallow soils that generate above-average surface runoff and below-average infiltration, containing a significant percentage of clay, and presenting an approximate infiltration rate of 1–4 mm/h.

Soils in this group have moderately high runoff potential when thoroughly wet;

- Group D: Shallow soils with very low infiltration rates and high surface runoff rates, containing more clay, which has a 2:1 lattice type.

Slope, flow direction, and accumulated water flow

The slope of the terrain was calculated using the “Spatial Analyst/Surface — Slope” tool of the ArcMap 10.2 software for each 90 × 90 m cell in “raster” format. Flow direction and

accumulated flow were calculated using the “Spatial Analyst/Hydrology — Flow Direction” and the “Spatial Analyst/Hydrology — Flow Accumulation” techniques, respectively.

Hydraulic conductivity

We estimated hydraulic conductivity using the qualitative classification method adopted by Neves *et al.* (1998), considering the following variables: texture, structure, aggregate stability, and soil depth.

Based on the combination of these variables, three groups of hydraulic conductivity were created: low,

medium, and high, represented by the numbers 1, 2, and 3, respectively. These three groups of hydraulic conductivity were taken as a base from the field survey of soils and their physical properties carried out by Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2012).

Spatial data analysis

Spatial data analysis was performed in a GIS environment, using the ArcMap 10.2 software, to structure and analyze the parameters in raster format, in 90 × 90 m cells, compatible with the 1:250,000 projections, through the Universal Transverse Mercator (UTM) coordinate system and the SIRGAS 2000

Geocentric Reference System, the geodesic system officially adopted in Brazil. To that end, the following ArcMap tools were used:

- Spatial Analyst: Map Algebra to estimate the surface runoff and sum the fuzzified parameters;

Table 1 – Parameters, criteria, and fuzzy functions applied to the hydric vulnerability and agrochemical contamination index.

Parameter	Function	Maximum value	Minimum value	Mean point	Spread
Slope	F1	89.95	0	44.97	5
Natural drainage	F1	875	4	439.50	5
Flow direction	F2	255	1	128	5
Accumulated flow	F2	16	0	8	5
Soil hydraulic conductivity	F2	3	1	2	5
Maximal infiltration potential	F2	11.43	0.6399	6.035	5
Surface Runoff	F1	735.79	179.30	475.55	5
Water demand — Irrigated agriculture	F2	2.3954	0	1.1977	5
Water demand — Livestock	F2	0.0154	0	0.0077	5
Foliage cover and soil use	F2	3	0	1.50	5
Sum of fuzzy parameters	F2	11	5.9290	8.4645	5

- Spatial Analyst: Surface/Slope to calculate the slope of the terrain;
- Spatial Analyst: Hydrology to calculate the flow direction, accumulated flow, and natural drainage;

Fuzzifying the parameters

Spatial Analyst — Fuzzy Membership was used to fuzzify the decision variables in a GIS environment (Table 1). This tool reclassifies and standardizes input data on a scale of 0 to 1 based on the probability that the datum is a member of the specified set. A value of 0 was attributed to regions that are not members of the specified set, and a value of 1 was assigned to regions that are members of the specified set.

Two membership functions used the Fuzzy Membership technique: “MS Small” denoted by F1 (Equation 3) and “MS Large” by F2 (Equation 4) to capture values that were likely to be part of the subset that affects water vulnerability.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{f_2}\right)^{f_1}} \quad (3)$$

Elaboration and validation of the HVACI

HVACI was built from the algebraic sum of the standardized decision variables. This sum was performed using the Spatial Analyst — Map Algebra tool in a GIS environment. It was used to obtain a global value of the contribution of each variable spatially analyzed for the studied sub-basins.

Subsequently, risk areas were classified, according to four classes of vulnerability as follows:

- Class 1: high vulnerability, values above 0.75;
- Class 2: medium-high vulnerability, values between 0.50 and 0.75;

- Spatial Analyst: Overlay/Fuzzy Membership for parameter fuzzification and HVACI construction.

$$\mu(x) = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{f_2}\right)^{-f_1}} \quad (4)$$

In which:

f1 = the expansion of the transition from an association value from 1 to 0 (Spread);

f2 = the midpoint that has 0.50 as the associated value.

We point out that the Fuzzy Small membership function was used for variables whose lowest input values were more likely to be a member of the set, and the Fuzzy Large membership function was used for variables whose highest input values were more likely to be a member of the set.

- Class 3: medium-low vulnerability, values between 0.25 and 0.50;
- Class 4: low vulnerability, values between 0 and 0.25.

The index was validated by comparing results, following the procedures developed by Weihs, Sayago and Tourrand (2017), França *et al.* (2016), Teixeira (2015), Franco *et al.* (2015), Marcon, Martins and Stein (2014), Oliveira (2012), Martini *et al.* (2012), Milhome (2011), Andrade *et al.* (2011), and Lacerda *et al.* (2004).

RESULTS

In this section, we present the evaluation of hydric vulnerability, analyzing each decision vari-

able individually, and the assessment by the HVACI.

Slope and surface runoff of soils

The spatial slope distribution was obtained from the digital terrain elevation model and later standardized using fuzzy logic. We aimed at evaluating the influence of slope

on hydric vulnerability to agrochemical contamination. Areas with the smallest slopes had values closer to 1, since the flatter the terrain, the larger the infiltration ef-

fect, and the smaller the surface runoff, considering that these areas accumulate the water transported by runoff.

Areas with indices closer to 1 showed high flood potential and a greater level of infiltration and propensity to receive waters drained from agricultural and livestock regions (Figure 3). According to Costa *et al.* (2019), this scenario results from slope defining the hydraulic gradient, the flow direction, and the accumulated flow, directly influencing the transport and storage of pollutants in the soil.

We emphasize that soil slope, surface runoff, and water seepage variables are closely related to the degree of terrain slope and its landform, acting conjointly with flow direction, natural drainage system, and water flow accumulation on soil variables, which in turn allow the identification of hydric vulnerability to agrochemical contamination.

Figure 4 illustrates the heterogeneous spatial distribution of the surface runoff in the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins, with the Baixo Jaguaribe sub-basin being the

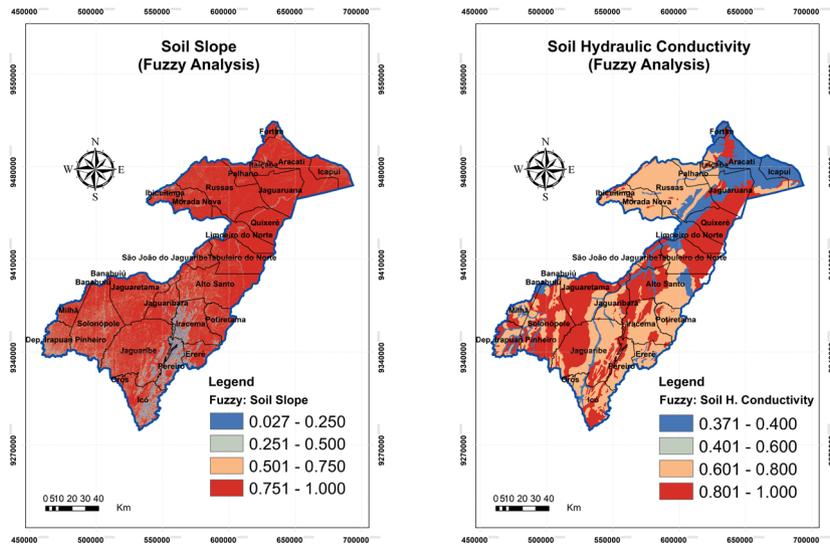


Figure 3 – Use of fuzzy logic to standardize soil slope and hydraulic conductivity variables of Ceará’s Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins.

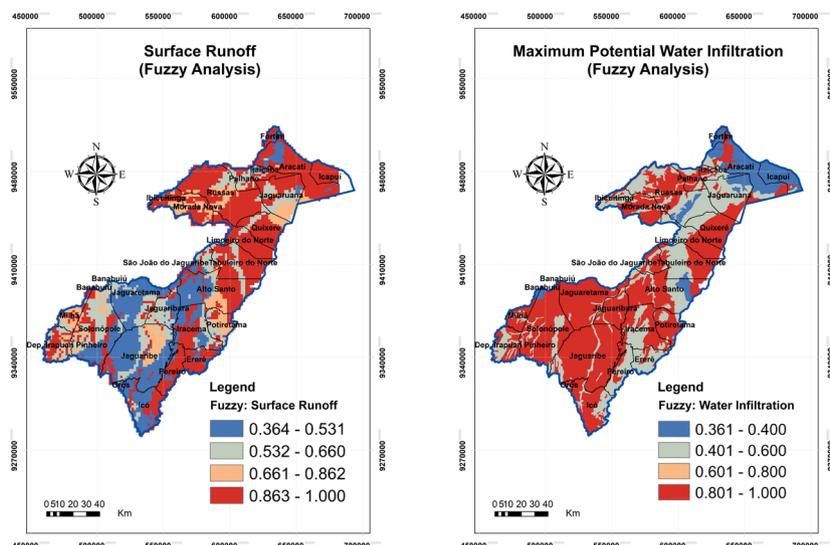


Figure 4 – Use of fuzzy logic to standardize surface runoff and maximum potential water infiltration variables for Ceará’s Médio and Baixo Jaguaribe sub-basin soils runoff.

most susceptible to hydric agrochemical contamination, given its capacity for flow diffusion and concentration. According to Franco *et al.* (2015), terrains with flatter surfaces tend to present better conditions for water infiltration and, therefore, higher risk of aquifer contamination.

An analysis of hydraulic conductivity and maximal potential infiltration of different soil classes reveals that soils present in coastal and alluvium areas, such as neosols, quartz sands, and eutrophic alluvial, red-yellow podzolic argisols, and red-yellow latosols, have

higher conductivity and maximal potential infiltration. We underline that the studied sub-basins have a predominance of neosols, argisols, luvisols, and planosols, which correspond to 87.1% of the total area. We have also found that in areas with more intense cultivation, as in the municipalities of Quixeré and Limoeiro do Norte, hydraulic conductivity values were lower than in non-cultivated soils, making infiltration and aquifer recharge more difficult. These results are aligned with the findings of Soto and Kiang (2018).

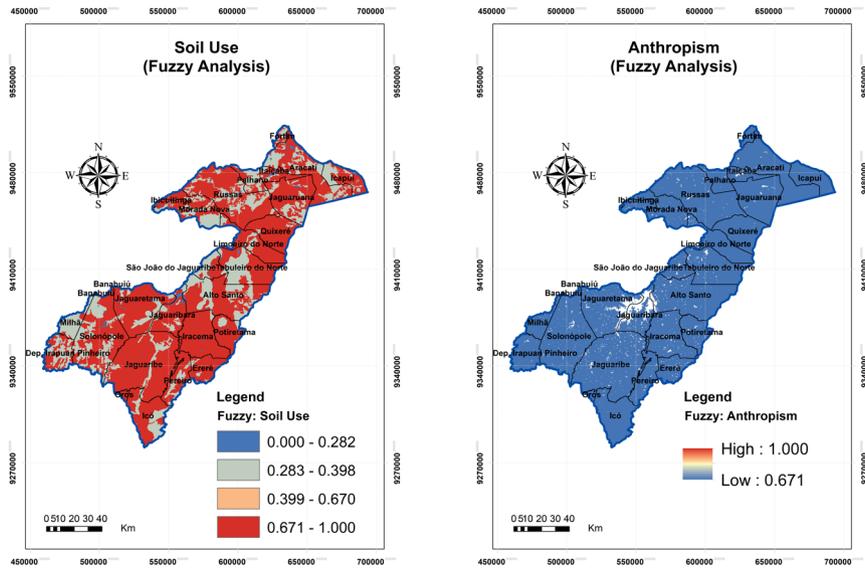


Figure 5 – Fuzzy logic standardization of soil use and anthropization variables for the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins in the state of Ceará.

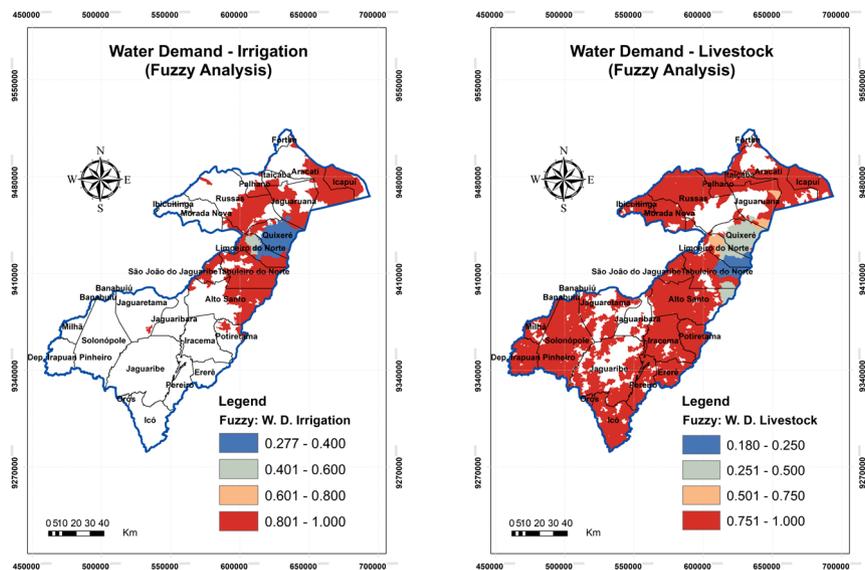


Figure 6 – Water demand variables for irrigation and livestock standardized by fuzzy logic.

Soil use

The data reveal that 24.4% of the study area is occupied by the agribusiness sector. In other words, the adequate monitoring of sources and dynamics of groundwater contamination requires understanding the dynamics of the agribusiness sector in the sub-basin context (Figure 5).

Large agricultural projects are located in areas with high infiltration (or seepage) potential, where water is more easily accumulated, and pesticides leave permanent traces. Consequently, the risk of groundwater contamination is considerable, making these areas highly vulnerable (FRANÇA *et al.*, 2016) (Figure 6).

Calculating the contribution of livestock to the total heavy metal load in drainage basins, we found that a determinant factor is the concentration of metals in live-

stock rations of industrial-scale animal farming. In fact, the concentration of metals such as cadmium and lead in animal feces is directly related to the concentration of metals such as copper and zinc in animal rations or dietary supplements (LACERDA *et al.*, 2004) (Figure 6).

According to Milhorne (2011), Martini *et al.* (2012), and Teixeira (2015), the process of agrochemical leaching on soil profile is the most common form of groundwater contamination, either by preferential flow or by aquifer recharge zones. The extension of leaching contamination depends, among other things, on soil use and type, the inherent physico-chemical properties of agrochemical molecules, and regional climate conditions (ANDRADE *et al.*, 2011).

Hydric vulnerability and agrochemical contamination index

HVACI was compiled in 2016 from the fieldwork information regarding the study areas. The sub-basins under

analysis were classified into four categories: high, medium-high, medium-low, and low vulnerability (Figure 7).

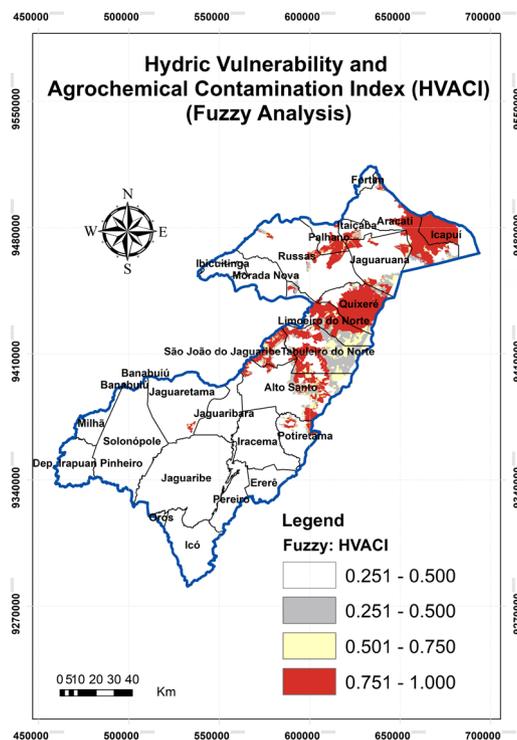


Figure 7 – Hydric Vulnerability and Agrochemical Contamination Index, Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins, Ceará.

We identified that 80.3% of the joint areas of the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins presented low hydric vulnerability to agrochemical contamination, with the remaining area being classified as follows: 3.5% with medium-low vulnerability, 3.0% with medium-high vulnerability, and 13.2% with high vulnerability.

According to the territorial distribution index (Figure 7), the Baixo Jaguaribe sub-basin had the largest area with the highest degree of vulnerability, with 2,642 km² classified between medium and high vulnerability and representing 15.2% of the total area of both sub-basins. We highlight that the Baixo Jaguaribe sub-basin had a larger area comprising both irrigated agriculture and livestock production. Moreover, this region also has lower elevation and flatter landscape, which favors the accumulation of surface runoff waters.

After analyzing the soil in areas indicating vulnerability to agrochemical contamination, we found that they are either areas of irrigated agriculture and livestock production or near those areas.

With respect to physical characteristics, these areas are flat, with few streams and canals, but with high susceptibility to flooding. These areas are located in the municipalities of Aracati, Icapuí, Limoeiro do Norte, Tabuleiro do Norte, and Quixeré.

On the other hand, we found that areas classified as having a low level of vulnerability presented a high slope terrain, with drainage systems that were naturally favorable to surface runoff, and with a near-zero probability of flooding. These areas also showed little pasture or irrigated agriculture.

According to HVACI results, the Quixeré region had the highest hydric vulnerability to agrochemical contamination, a finding that is in line with the research by Marcon, Martins and Stein (2014), who indicated a predominance of chlorine, bicarbonate, and calcium in groundwater, with values much higher than those permitted by the Brazilian legislation for human consumption. Contaminated waters were found in wells over the Jandaíra aquifer, located in the Jaguaribe basins at the Chapada do Apodi, covering the municipalities of Alto Santo, Jaguaruana, Limoeiro do Norte, Quixeré, and Tabuleiro do Norte (state of Ceará), and in the Potiguar basin (state of Rio Grande do Norte).

The HVACI results can be confirmed in studies by Oliveira (2012) and Teixeira (2015), who have identified a diverse class of illegal pesticide active ingredients in sampled wells of Quixeré and Limoeiro do Norte.

We emphasize that the use of fertilizers and pesticides is common in the area of Chapada do Apodi (Quixeré, Ceará), including the use of urea, potassium chloride, calcium nitrate, magnesium sulfate, borax, molybdates, and other nutrients. Annually, 800 kg of potassium chloride is applied per hectare. According to Back *et al.* (2016), the use of pesticides in irrigated fields can contaminate irrigation and drainage canal waters in river basins, as is the case of the irrigated rice culture in Santa Catarina, which is also explored in the Médio and Baixo Jaguaribe River sub-basins.

If agrochemical contamination becomes prevalent in municipalities with high levels of vulnerability, regional public health-related problems may arise, a situation that will not be perceptible for three or four years, which is the time necessary for these products to be assimilated by the environment. These products may cause chronic diseases like cancer, neurological problems, and fetus malformation due to continued exposure, even in low doses (WEIHS; SAYAGO; TOURRAND, 2017; MILHOME *et al.*, 2009).

In this context, the risk factor for contamination of water resources by agrochemicals is high, mainly due to aerial spraying, with pesticides that end up contaminating several water sources destined for human consumption, aggravating diseases as a result of polluted environmental compartments (WEIHS; SAYAGO; TOURRAND, 2017). According to Siqueira (2017), risk management is the process of controlling and valuing the sources of exposure to risk, involving the choice of regulatory actions that best apply to the contaminated site, aiming at its reduction or elimination.

HVACI is, therefore, a tool that points water and environmental resource managers to priority areas that need water quality monitoring and enforcement. It is also a tool that can help managers improve resource allocation to needed programs.

CONCLUSION

The use of spatial analysis data with fuzzy logic proved to be effective in identifying areas vulnerable to agrochemical contamination in the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins in the Brazilian Northeast state of Ceará. A score of 0 was attributed to areas with no chance of agrochemical contamination, and 1 to areas that are definitely vulnerable. We emphasize that the variables used in this study have huge spatial variability within the aforementioned sub-basins.

We found that 80.3% of the joint area of the Médio and Baixo Jaguaribe sub-basins had low hydric vulnerability, 3.5% had medium-low vulnerability, 3.0% had medium-high vulnerability, and 13.2% had high vulnerability.

The Quixeré region was identified as one of the most vulnerable areas. Teixeira's (2015) empirical fieldwork confirmed this finding, validating the efficacy of our index in detecting areas vulnerable to contamination. The index could be an important tool for directing impact evaluations of areas prone to agrochemical contamination.

Areas with high vulnerability show the following characteristics: irrigation and/or livestock in or near the area, flatland areas with few streams and canals, soils susceptible to flooding and infiltration due to the low level of surface runoff. On the other hand, areas classified as having a low level of vulnerability were characterized by high-slope terrain, a natural drainage system favorable to surface runoff, no flood terrain, and neither irrigation nor livestock in or near the area.

ACKNOWLEDGMENTS

Writing this article was possible due to the technical support from the Instituto de Pesquisa e Estratégica Econômica do Ceará (IPECE) and the financial support from the Conselho Nacional de

Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), granted by Call MCTI/CNPq no. 18/2018, process no. 420882/2018-9. We also thank Luis Barros for his help with the translation.

REFERENCES

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil*. Brasília: ANA, 2019. Available at: <<http://snirh.gov.br/usos-da-agua/>>. Accessed on: Jun. 15, 2019.
- ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. J.; HACKETT, G. *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. US Environmental Protection Agency, 1987. Available at: <<https://nepis.epa.gov/>>. Accessed on: Apr. 4, 2020.
- ANDRADE, A. S.; REIS, M. R.; DRUMOND, L. C. D.; CAIXETA, S. P.; RONCHI, C. P. Potencial de lixiviação de herbicidas em solos agrícolas na região do Alto Paranaíba (MG). *Pesticidas*, v. 21, p. 95-102, 2011. Available at: <<https://doi.org/10.5380/pes.v21i0.25848>>. Accessed on: Feb. 10, 2020.
- BACK, Á.; DESCHAMPS, F.; SANTOS, M. da G. Ocorrência de agrotóxicos em águas usadas com irrigação de arroz no Sul de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 39, p. 47-58, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.5327/Z2176-9478201611014>>. Accessed on: July 1, 2020.
- BARRETO-NETO, A. A.; MARCHESI, A. F. Avaliação da vulnerabilidade socioambiental à desertificação no estado do Espírito Santo. Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 51, p. 28-40, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190413>>. Accessed on: Sept. 4, 2019.
- BARRILE, V.; CIRIANNI, F.; LEONARDI, G.; PALAMARA, R. A Fuzzy-based Methodology for Landslide Susceptibility Mapping. *Procedia*, v. 223, p. 896-902, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2016.05.309>>. Accessed on: Feb. 12, 2020.

- BARZEGAR, R.; MOGHADDAM, A. A.; ADAMOWSKI, J.; NAZEMI, A. H. Delimitation of groundwater zones under contamination risk using a bagged ensemble of optimized DRASTIC frameworks. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 8, p. 8325-8339, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s11356-019-04252-9>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.
- CALDERON, M. J.; LUNA, E. de; GOMEZ, J. A.; HERMOSIN, M. C. Herbicide monitoring in soil. runoff waters and sediments in the olive orchard. *Science of The Total Environment*, v. 569-570, p. 416-422, 2016. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.126>>. Accessed on: June 12, 2019.
- COSTA, C. W.; LORANDI, R.; LOLLO, J. A. de; SANTOS, V. S. dos. Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System. southeast of Brazil. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 8, p. 10-23, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.08.007>>. Accessed on: June 12, 2019.
- DAS, B.; CHANDRA PAL, S. Irrigation practices causing vulnerability of groundwater resources in water scarce Goghat-I and II Blocks of Hugli District using MCDA. AHP. Fuzzy logic and novel ensemble models. *Advances in Space Research*, v. 65, n. 12, p. 2733-2748, 2020. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.asr.2020.03.027>>. Accessed on: Apr. 2, 2020.
- DELLA-FLORA, A.; BECKER, R. W.; BENASSI, S. F.; TOCI, A. T.; CORDEIRO, G. A.; IBÁÑEZ, M.; PORTOLÉS, T.; HERNÁNDEZ, F.; BOROSKI, M.; SIRTORI, C. Comprehensive investigation of pesticides in Brazilian surface water by high resolution mass spectrometry screening and gas chromatography–mass spectrometry quantitative analysis. *Science of The Total Environment*, v. 669, p. 248-257, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.354>>. Accessed on: May 19, 2019.
- DEMIR, A. E. A.; DILEK, F. B.; YETIS, U. A new screening index for pesticides leachability to groundwater. *Journal of Environmental Management*, v. 231, p. 1193-1202, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.007>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.
- DIXON, B. Groundwater vulnerability mapping: A GIS and fuzzy rule based integrated tool. *Applied Geography*, v. 25, n. 4, p. 327-347, 2005. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2005.07.002>>. Accessed on: Feb. 12, 2020.
- EJIOGU, B. C.; OPARA, A. I.; NWOSU, E. I.; NWOFOR, O. K.; ONYEMA, J. C.; CHINAKA, J. C. Estimates of aquifer geo-hydraulic and vulnerability characteristics of Imo State and environs. Southeastern Nigeria. using electrical conductivity data. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 238, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7335-1>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.
- FEIZIZADEH, B.; ROODPOSHI, M. S.; JANKOWSKI, P.; BLASCHKE, T. A GIS-based extended fuzzy multi-criteria evaluation for landslide susceptibility mapping. *Computers & Geosciences*, v. 73, p. 208-221, 2014. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2014.08.001>>. Accessed on: Feb. 19, 2019.
- FERREIRA, M. J. M.; VIANA JÚNIOR, M. M.; PONTES, A. G. V.; RIGOTTO, R. M.; GADELHA, D. Gestão e uso dos recursos hídricos e a expansão do agronegócio: água para quê e para quem? *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 21, n. 3, p. 743-752, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.1590/1413-81232015213.21012015>>. Accessed on: Apr. 12, 2020.
- FIDELIBUS, M. D.; PULIDO-BOSCH, A. Groundwater Temperature as an Indicator of the Vulnerability of Karst Coastal Aquifers. *Geosciences*, v. 9, n. 1, p. 23-45, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.3390/geosciences9010023>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.
- FRANÇA, L. C. de J.; SILVA, J. B. L.; LISBOA, G. S.; LIMA, T. P.; FERRAZ, F. T. Elaboração de Carta de Risco de Contaminação por Agrotóxicos para a Bacia do Riacho da Estiva, Brasil. *Floresta e Ambiente*, v. 23, n. 4, p. 463-474, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.1590/2179-8087.141415>>. Accessed on: Feb. 12, 2020.
- FRANCO, G. B.; SILVA, D. D.; MARQUES, E. A. G.; CHAGAS, C. S.; GOMES, R. L. Análise da Vulnerabilidade à Contaminação do Aquífero Freático e da Taxa de Infiltração do Solo da Bacia do Rio Almada e Área Costeira Adjacente – BA. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 3, p. 705-720, dez. 2015. Available at: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233387>>. Accessed on: Feb. 12, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.3.p705-720>

FREITAS, B. M. C. *Marcas da modernização da agricultura no território do Perímetro Irrigado Jaguaribe-Apodi: uma face da atual reestruturação socioespacial do Ceará*. 176f. Dissertation (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2010.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). *Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos - Mesorregião do Sul Cearense*. Fortaleza: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2012. 280 p.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). *Sistema de Informação*. FUNCEME. Available at: <<http://www.funceme.br>>. Accessed on: May 15, 2019.

GIMSING, A. L.; AGERT, J.; BARAN, N.; BOIVIN, A.; FERRARI, F.; GIBSON, R.; HAMMOND, L.; HEGLER, F.; JONES, R. L.; KÖNIG, W.; KREUGER, J.; VAN DER LINDEN, T.; LISS, D.; LOISEAU, L.; MASSEY, A.; MILES, B.; MONZORIES, L.; NEWCOMBE, A.; POOT, A.; REEVES, G. L.; REICHENBERGER, S.; ROSENBOM, A. E.; STAUDENMAIER, H.; SUR, R.; SCHWEN, A.; STEMMER, M.; TÜTING, W.; ULRICH, U. Conducting groundwater monitoring studies in Europe for pesticide active substances and their metabolites in the context of Regulation (EC) 1107/2009. *Journal of Consumer Protection and Food Safety*, v. 14, p. 1-93, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s00003-019-01211-x>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.

GOBIRA, A. K. M. *Simulação hidrológica utilizando o método rain shower (SCS-CN) para a Bacia do Açude Edson Queiroz. Santa Quitéria, Ceará*. 59f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará Fortaleza, 2017.

GONÇALVES, R. M.; SALEEM, A.; QUEIROZ, H. A. A.; AWANGE, J. L. A fuzzy model integrating shoreline changes. NDVI and settlement influences for coastal zone human impact classification. *Applied Geography*, v. 113, p. 102093, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102093>>. Accessed on: Feb. 12, 2020.

GUNDA, T.; HESS, H. D.; HORNBERGER, G. M.; WORLAND, S. Water security in practice: The quantity-quality-society nexus. *Water Security*, v. 6, 100022, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.wasec.2018.100022>>. Accessed on: July 20, 2019.

HE, B.; HE, J.; WANG, L.; ZHANG, X.; BI, E. Effect of hydrogeological conditions and surface loads on shallow groundwater nitrate pollution in the Shaying River Basin: Based on least squares surface fitting model. *Water Research*, v. 163, p. 114880, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114880>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). *Ceará em Mapas*. IPECE, 2020. Available at: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/>>. Accessed on: Feb. 6, 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Topodata: banco de dados geomorfométricos*. INPE, 2009. Available at: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/documentos.php>>. Accessed on: June 6, 2019.

ISMAEL, L. L.; ROCHA, E. M. R. Estimate of the contamination of groundwater and surface water due to agrochemicals in the sugar-alcohol area. Santa Rita, State of Paraíba, Brazil. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 24, n. 12, p. 4665-4676, 2019. Available at: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232019001204665&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Accessed on: Feb. 6, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320182412.27762017>

KADAOUI, M.; BOUALI, A.; ARABI, M. Assessment of physicochemical and bacteriological groundwater quality in irrigated Triffa Plain. North-East of Morocco. *Journal of Water and Land Development*, v. 42, n. 1, p. 100-109, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0050>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.

LACERDA, L.; MARINS, R.; VAISMAN, A.; MAIA, S. R. R.; AGUIAR, J. E.; DIAS, F. J. S. *Contaminação por metais pesados e pesticidas nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE)*. 2004. Available at: <https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2011/02/Metais_Pesados_ABCC.pdf>. Accessed on: Feb. 10, 2020.

- LIN, W. Y.; YAYA, S. The antipollution evaluation of phreatic water by comprehensive index evaluation model based on the Bayes. *Earth and Environmental Science*, v. 199, 022032, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/199/2/022032>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.
- MARCON, A. E.; MARTIN, C. A.; STEIN, P. Análise das Águas do Aquífero Jandaíra em Apoio ao Programa Água Doce no Rio Grande do Norte (PAD/RN). In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 12., 2014. Natal, 2014. Available at: <<http://eventos.abrh.org.br/xiisrhn/anais/papers/PAP018185.pdf>>. Accessed on: Feb. 4, 2020.
- MARTINI, L. F. D.; CALDAS, S. S.; BOLZAN, C. M.; BUNDT, A. C.; PRIMEL, E. G.; AVILA, L. A. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. *Ciência Rural*, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, 2012. Available at: <<https://doi.org/10.1590/s0103-84782012001000001>>. Accessed on: Feb. 10, 2020.
- MILHOME, M. A. L. Influência do uso de agrotóxicos na qualidade dos recursos hídricos da região do perímetro irrigado Jaguaribe-Apodi/CE. 148f. Thesis (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011. Available at: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/17218>>. Accessed on: June 27, 2019.
- MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. O. B.; LIMA, F. A. F.; NASCIMENTO, R. F. Assessment of surface and groundwater potential contamination by agricultural pesticides applied in the region of Baixo Jaguaribe. CE. Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 363-372, jul./set. 2009. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000300010>>. Accessed on: July 15, 2019.
- MOMEJIAN, N.; ABOU NAJM, M.; ALAMEDDINE, I.; EL-FADEL, M. Can groundwater vulnerability models assess seawater intrusion? *Environmental Impact Assessment Review*, v. 75, p. 13-26, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.10.003>>. Accessed on: July 15, 2019.
- MOUSTAFA, M. Assessing perched aquifer vulnerability using modified DRASTIC: a case study of colliery waste in north-east England (UK). *Hydrogeology Journal*, v. 27, p. 1837-1850, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10040-019-01932-1>>. Accessed on: Aug. 29, 2019.
- NADIRI, A. A.; NOROUZI, H.; KHATIBI, R.; GHAREKHANI, M. Groundwater DRASTIC Vulnerability Mapping by Unsupervised and Supervised Techniques Using a Modelling Strategy in Two Levels. *Journal of Hydrology*, v. 574, p. 744-759, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.039>>. Accessed on: June 29, 2019.
- NEVES, M. C.; GOMES, M. A.; LUIZ, A. J. B.; SPADOTTO, C. A. Sistema de Informação Geográfica na avaliação de impacto ambiental por agroquímicos. In: SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS: Aplicação na Agricultura. 2. ed. Brasília: Embrapa/CPAC, 1998. 434 p.
- NISTOR, M.-M. Groundwater vulnerability in Europe under climate change. *Quaternary International*, v. 547, p. 185-196, 2020. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.04.012>>. Accessed on: Aug. 29, 2019.
- NOBRE, R. C. M.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MANSUR, W. J.; NOBRE, M. M. M.; COSENZA, C. A. N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS. modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 94, n. 3-4, p. 277-292, 2007. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.008>>. Accessed on: Feb. 12, 2020.
- NOVOA, V.; AHUMADA-RUDOLPH, R.; ROJAS, O.; SÁEZ, K.; BARRERA, F.; ARUMÍ, J. L. Understanding agricultural water footprint variability to improve water management in Chile. *Science of the Total Environment*, v. 670, p. 188-199, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.127>>. Accessed on: Aug. 23, 2019.
- OKADERA, T.; WANG, Q-X; DENI, E; NAKAYAMA, T. Groundwater monitoring for evaluating the pasture carrying capacity and its vulnerability in arid and semi-arid regions: A case study of urban and mining areas in Mongolia. *Earth and Environmental Science*, v. 266, 012013, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1088/1755-1315/266/1/012013>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.

OLIVEIRA, A. H. B. de. *Avaliação Ambiental e Forma de Transporte de Agrotóxicos Organoclorados no Rio Jaguaribe-CE*. 102f. Dissertation (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

RESHMA, R.; SINDHU, G. Assessment of groundwater vulnerability to contamination: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 6, 356, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7493-1>>. Accessed on: Aug. 30, 2019.

SAKALA, E.; FOURIE, F.; GOMO, M.; COETZEE, H. GIS-based groundwater vulnerability modelling: A Case Study of the Witbank, Ermelo and Highveld Coalfields in South Africa. *Journal of African Earth Sciences*, v. 137, p. 46-60, 2018. Available at: <<https://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.09.012>>. Accessed on: July 15, 2019.

SANTOS, T. L.; NUNES, A. B. A.; GIONGO, V.; BARROS, V. S.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. de. Cleaner fruit production with green manure: the case of Brazilian melons. *Journal of Cleaner Production*, v. 181, p. 260-270, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.266>>. Accessed on: July 15, 2019.

SECRON, M. B.; MONTAÑO, M.; MIGUEZ, M. G.; JONOSKI, A.; AZEVEDO, J. P. S.; POPESCU, I.; ROSMAN, P. C. C. Proposal of a hydric index to support industrial site location decision-making applying a fuzzy multi-attribute methodology. *Ecological Indicators*, v. 83, p. 427-440, 2017. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.002>>. Accessed on: June 29, 2019.

SIQUEIRA, T. Emprego de Sources de contaminação de diferentes geometrias nas estimativas do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 43, p. 85-100, 2017. Available at: <<https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170113>>. Accessed on: July 1, 2020.

SORANDO, R.; COMÍN, F. A.; JIMÉNEZ, J. J.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M.; SAUVAGE, S. Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. *Science of The Total Environment*, v. 659, p. 1293-1306, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.023>>. Accessed on: Aug. 23, 2019.

SOTO, M.; KIANG, C. Avaliação da condutividade hidráulica em dois usos do solo na região central do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 47, p. 1-11, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180169>>. Accessed on: July 1, 2020.

STADDON, C.; SCOTT, C. A. Putting water security to work: addressing global challenges. *Water International*, v. 43, n. 8, p. 1017-1025, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1550353>>. Accessed on: June 27, 2019.

TEIXEIRA, Z. A. *Processos determinantes da qualidade das águas subterrâneas da Formação Jandaíra na Chapada do Apodi/CE*. 144f. Thesis (Doutorado) – Departamento de Geologia, Programa de Pós-Graduação em Geologia, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

TIBEBE, D.; KASSA, Y.; MELAKU, A.; LAKEW, S. Investigation of spatio-temporal variations of selected water quality parameters and trophic status of Lake Tana for sustainable management. Ethiopia. *Microchemical Journal*, v. 148, p. 374-384, 2019. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.04.085>>. Accessed on: Aug. 23, 2019.

USSAMI, K. A.; GUILHOTO, J. J. M. Economic and water dependence among regions: The case of Alto Tiete. Sao Paulo State, Brazil. *Economia*, v. 19, n. 3, p. 350-376, Sept./Dec. 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.econ.2018.06.001>>. Accessed on: Aug. 23, 2019.

WEIHS, M.; SAYAGO, D.; TOURRAND, J.-F. Dinâmica da fronteira agrícola do Mato Grosso e implicações para a saúde. *Estudos Avançados*, v. 31, n. 89, p. 323-338, 2017. Available at: <<https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890024>>. Accessed on: Feb. 6, 2020.

ZHAN, X.; HUANG, M.-L. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software*, v. 19, n. 10, p. 875-879, 2004. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.03.001>>. Accessed on: Apr. 21, 2020.



AVALIAÇÃO DE NUTRIENTE LIMITANTE DA PRODUÇÃO ALGAL EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

EVALUATION OF LIMITING NUTRIENT OF ALGAL PRODUCTION IN RESERVOIRS OF THE BRAZILIAN SEMIARID

Mário Cesar Wiegand 

Bolsista de Pós-Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

Antônia Tatiana Pinheiro do Nascimento 

Mestre em Energias Renováveis, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Fortaleza (CE), Brasil.

Alexandre Cunha Costa 

Professor, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira – Redenção (CE), Brasil.

Iran Eduardo Lima Neto 

Professor, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

Endereço para correspondência:

Mário Cesar Wiegand – Rua Nossa Senhora Aparecida, 551 – Industrial – CEP: 61925-595 – Maracanaú (CE), Brasil – E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br

Recebido em: 29/01/2020

Aceito em: 10/08/2020

RESUMO

A sobrecarga de nutrientes em reservatórios artificiais pode representar um risco para a saúde humana e para a biodiversidade aquática. Assim, o estado trófico de um reservatório é uma característica importante para o entendimento das suas condições ambientais e seus possíveis usos. Sua descrição pode ser feita com base na concentração de nutrientes, principalmente o fósforo. Dessa forma, este trabalho testou a hipótese de que o fósforo total é o nutriente limitante do crescimento fitoplanctônico em reservatórios do semiárido brasileiro. Três modelos empíricos foram utilizados para inferir o *status* de nutriente limitante. Além disso, uma análise de regressão linear múltipla foi utilizada para estabelecer a relação de causalidade entre nutrientes (nitrogênio total — NT e fósforo total — PT) e a produção algal. Os resultados não confirmaram a hipótese. Conforme dois modelos utilizados, o NT foi o fator preponderante para a produção algal em cerca de 60% dos reservatórios, fato também observado na análise de regressão linear. Segundo o critério de Carlson, a herbivoria pode ser um importante fator do desenvolvimento algal. Assim, nossos resultados mostraram que a eutrofização por ambos os nutrientes, relevantemente o NT, e a herbivoria merecem ser considerados.

Palavras-chave: eutrofização; crescimento fitoplanctônico; qualidade de água; seca.

ABSTRACT

Nutrient overload in artificial reservoirs can pose a risk to human health and aquatic biodiversity. Thus, the trophic state of a reservoir is an important characteristic for understanding its environmental conditions and possible uses. Its description can be made from the concentration of nutrients, mainly phosphorus. Thus, this study tested the hypothesis that total phosphorus is the limiting nutrient of phytoplankton growth in Brazilian semiarid reservoirs. Three empirical models were used to infer the status of limiting nutrient. In addition, a multiple linear regression analysis was used to establish the causality relationship between nutrients (total nitrogen — TN and total phosphorus — TP) and algal production. The results did not confirm the hypothesis. According to two models used, the TN was the preponderant factor for algal production in about 60% of the reservoirs. This was also observed in the linear regression analysis. According to Carlson's model, herbivory can be an important factor in algal development. Thus, our results showed that eutrophication by both nutrients, especially the TN, and zooplankton grazing deserve to be considered.

Keywords: eutrophication; phytoplankton growth; water quality; drought.

INTRODUÇÃO

A eutrofização tornou-se um dos principais problemas ambientais para lagos e reservatórios em escala mundial (WANG; LIU; ZHENG, 2013; WITHERS *et al.*, 2014). No processo de eutrofização, o ecossistema aquático torna-se mais produtivo por meio do enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (SCHINDLER *et al.*, 2008), acarretando aumento da produtividade primária e florações de cianofíceas, que ocasionam a deterioração da qualidade da água (ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Nessa linha, sublinhamos que algumas florações de algas, especialmente cianobactérias, frequentemente associadas com águas eutrofizadas (MINILLO *et al.*, 2016), são tóxicas para plantas e animais. Essa toxidade pode levar ao decréscimo da biodiversidade e representar um risco para a saúde humana por liberar compostos orgânicos que geram sabor e odor e que, em alguns casos, podem ser precursores de trihalometanos (THM) (SALAMEH; HARAHSHEH, 2011).

No Brasil, a contaminação mais drástica por cianotoxinas ocorreu em Caruaru/PE (Nordeste brasileiro — NEB). Nesse episódio, 116 pacientes de hemodiálise foram intoxicados por microcistina e 54 entraram em óbito em decorrência da falência das funções hepáticas. Salienta-se que a água utilizada para realizar a hemodiálise no referido caso era proveniente de açude eutrofizado (AZEVEDO *et al.*, 2002). Viana *et al.* (2009), avaliando dez pontos em Fortaleza/CE (NEB) sobre os riscos de câncer por meio da ingestão oral, inalação ou absorção dermal por THM de água tratada proveniente de reservatório, mostraram que todos os pontos avaliados estavam com concentrações acima ou próximas da máxima permitida pelo Ministério da Saúde do Brasil.

Diversos fatores físicos, químicos e biológicos podem modificar a concentração de nutrientes e, consequentemente, o processo de eutrofização (SMITH, 2009; XU *et al.*, 2010), como a luz (SOARES *et al.*, 2012), a salinidade (TAMMINEN; ANDERSEN, 2007), os sólidos suspensos (CARLSON; HAVENS, 2005; NHIWATIWA *et al.*, 2019), a vegetação de macrófitas aquáticas (BACHMANN *et al.*, 2002), a variabilidade hidroclimática (WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; RATTAN *et al.*, 2019) e a estrutura da cadeia trófica (ATTAYDE *et al.*, 2007). Diante disso, na última década, principalmente

em região temperada, investigações voltadas para a conservação de lagos destacaram a importância do nitrogênio total (NT) e do fósforo total (PT) na produção primária (SCHINDLER *et al.*, 2008; CONLEY *et al.*, 2009; WANG; WANG, 2009; SCHINDLER, 2012). Nesse sentido, a razão de Redfield (REDFIELD, 1958) tornou-se padrão e tem sido comumente utilizada para a determinação do nutriente limitante em corpos hídricos (SCHINDLER, 2012; DODDS; SMITH, 2016).

Todavia, os limiares dessa razão têm muitas variações na literatura, sendo, por exemplo, 9–1 para Salas e Martino (2001), 10–1 para Lamparelli (2004) e 7–15 para a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2006). Assim, evidenciou-se que a produção fitoplanctônica pode variar em função de determinado nutriente e/ou ser colimitada por ambos os nutrientes conforme a lei do mínimo de Liebig (1840), a qual afirma que a produtividade local de plantas terrestres deve ser limitada pelo nutriente que está presente no ambiente em menor quantidade em relação às suas exigências para crescimento. Esse postulado também fornece uma base conceitual para a resposta dos ecossistemas aquáticos ao enriquecimento por nutrientes: águas superficiais que recebem baixas entradas de nitrogênio e fósforo são tipicamente improdutivas, enquanto águas enriquecidas fortemente com nutrientes geralmente exibem crescimento abundante de plantas aquáticas (SMITH, 2009).

Portanto, é quase impossível especificar um limite de corte para a relação NT/PT para identificar o nutriente limitante a uma comunidade com várias espécies, haja vista que a relação ótima entre NT/PT varia entre as espécies de fitoplâncton (WANG; WANG, 2009). Schindler *et al.* (2008) e Wang e Wang (2009) apontaram que, para certos casos, a redução da eutrofização depende fortemente da diminuição do aporte de fósforo, uma vez que o PT é o nutriente limitante do crescimento algal. Outros estudos, porém, indicaram que o êxito em controlar a eutrofização está mais relacionado à redução na carga de nitrogênio, pois em alguns casos o NT se constitui no nutriente limitante (LEWIS JR.; WURTSBAUGH; PAERL, 2011; XU *et al.*, 2015), bem como apresentaram a possibilidade de colimitação da produtividade primária ao enriquecimento por ambos NT e PT (MOSS *et al.*, 2013; BRACKEN *et al.*, 2015).

Dessa forma, nos reservatórios eutrofizados do NEB, onde vivem cerca de 50 milhões de pessoas, a identificação do nutriente limitante do crescimento algal é fundamental para o seu gerenciamento. Apesar do conhecimento acumulado sobre a limnologia e o manejo desses reservatórios (PACHECO; LIMA NETO, 2017; LACERDA *et al.*, 2018; ROCHA; MESQUITA; LIMA NETO, 2019; MOURA *et al.*, 2019), que envolvem as fontes de cargas de nutrientes (FREITAS; RIGHETTO; ATTAYDE, 2011; VIDAL; CAPELO NETO, 2014; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2019) e a influência da seca na

qualidade da água (BRASIL *et al.*, 2016; ROCHA JÚNIOR *et al.*, 2018; LIRA; MEDEIROS; LIMA NETO, 2020), as pesquisas que avaliaram o nutriente limitante da produtividade primária e seus fatores associados são raras e locais. Assim, o presente estudo teve por objetivo testar a hipótese de que o fósforo total seria o principal nutriente limitante do crescimento fitoplanctônico em reservatórios do NEB. Ao usarmos 101 reservatórios do estado do Ceará, obtivemos conclusões mais gerais e regionais em relação ao processo de eutrofização dos reservatórios do NEB.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estado do Ceará (Figura 1) possui área territorial de 150 mil km², sendo 98,6% dessa extensão inserida em região semiárida, e cerca de nove milhões de habitantes (SUDENE, 2017; IBGE, 2019). Em mais de 87% da área, o embasamento de rocha é cristalino, com solos rasos e pedregosos, cobertos por vegetação de caatinga (ANDRADE, 2016; IPECE, 2017). O clima predominante do estado é do tipo BSh, conforme classificação de Köppen. A região está sob a influência de duas estações: a estação seca e a chuvosa (MEDEIROS; ARAÚJO, 2014). A seca é caracterizada por um período sem precipitação ou com precipitação insignificante, enquanto a chuvosa, também chamada de quadra chuvosa, concentra-se no primeiro semestre do ano (fevereiro a maio), porém, de dezembro a janeiro e em junho, precipitações ocasionais marcam os períodos pré e pós-estação chuvosa, respectivamente. Os principais sistemas causadores de chuva na região são a Zona de Convergência Intertropical do Atlântico Norte, que ocorre predominantemente durante a quadra chu-

vosa, e os Vórtices Ciclônicos de Ar Superior (CAMPOS, 2011). A taxa de evaporação potencial é elevada, da ordem de 2.000 mm/ano, enquanto a precipitação é de 750 mm/ano (DE ARAÚJO *et al.*, 2004). A grande maioria dos rios é naturalmente intermitente, ou seja, são corpos d'água que secam durante a estação seca. A bacia hidrográfica do principal rio do Ceará, o Jaguaribe, drena todo o sul, o centro e o leste do estado. A disponibilidade hídrica do Ceará se alicerça nos reservatórios artificiais – os açudes. De acordo com De Araújo *et al.* (2004), mais de 90% da água demandada pelo Estado é suprida pelos reservatórios. Destaca-se, ainda, que no Ceará existe uma densa rede de pequenos reservatórios, com mais de 20 mil estruturas identificadas (PEREIRA *et al.*, 2019). Atualmente, o Ceará tem capacidade de armazenamento da ordem de 18,6 bilhões de metros cúbicos. Os quatro maiores reservatórios do estado, Castanhão (6.700 hm³), Orós (1.940 hm³), Banabuiú (1.600 hm³) e Araras (891 hm³), juntos, representam 60% da capacidade total de armazenagem.

Dados

Os dados médios anuais das chuvas utilizados neste estudo foram obtidos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), enquanto os dados anuais de volume de reservatório, afluência e qualidade da água, como PT, NT e clorofila-*a*, foram obtidos no Portal Hidrológico do Ceará (<http://www.hidro.ce.gov.br/>), desenvolvido em conjunto pela Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (SRH), a FUNCEME e a Companhia da Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH). As característi-

cas técnicas das barragens do reservatório (Tabela 1) foram obtidas no Atlas/SRH (<http://atlas.cogerh.com.br/>), incluindo os quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras). Os dados obtidos foram analisados de 2008 a 2017 e compreenderam o total de 101 reservatórios em 12 bacias hidrográficas, a saber: Banabuiú (BA), Alto Jaguaribe (AJ), Médio Jaguaribe (MJ), Baixo Jaguaribe (BJ), Crateús (CT), Salgado (SG), Litoral (LT), Metropolitana (MT), Acaraú (AC), Curu (CR), Coreaú (CO) e Ibiapaba (IB) (Figura 1).

Em função da relevância para o abastecimento do Ceará, análises da variação intra e interanual da vazão afluente, do volume, da qualidade da água e da precipitação média foram realizadas para os quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras). Delimitaram-se dois períodos distintos (úmido e seco) para os dados analisados: período úmido

(P1) de 2008 a 2012 e período seco (P2) de 2013 a 2017. Por serem reservatórios prioritariamente utilizados para abastecimento humano e dessedentação animal, os resultados encontrados foram confrontados com os valores estabelecidos pela legislação brasileira via Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005).

Tabela 1 – Características gerais com valores de mínimo e máximo (média) dos 101 reservatórios em estudo e, especificamente, dos quatro maiores reservatórios (Castanhão, Orós, Banabuiú e Araras).

	Idade (Anos)	Área da bacia hidrográfica (km ²)	Área de inundação (ha)	Volume de acumulação (hm ³)
Todos os Reservatórios	4–117 (40)	3–44.800 (1.567)	0,13–32.500 (1.901)	1,0–6.700 (167)
4 Maiores Reservatórios	14–59 (45)	3.517–44.800 (21.878)	9.600–32.500 (18.128)	891–6.700 (2.783)

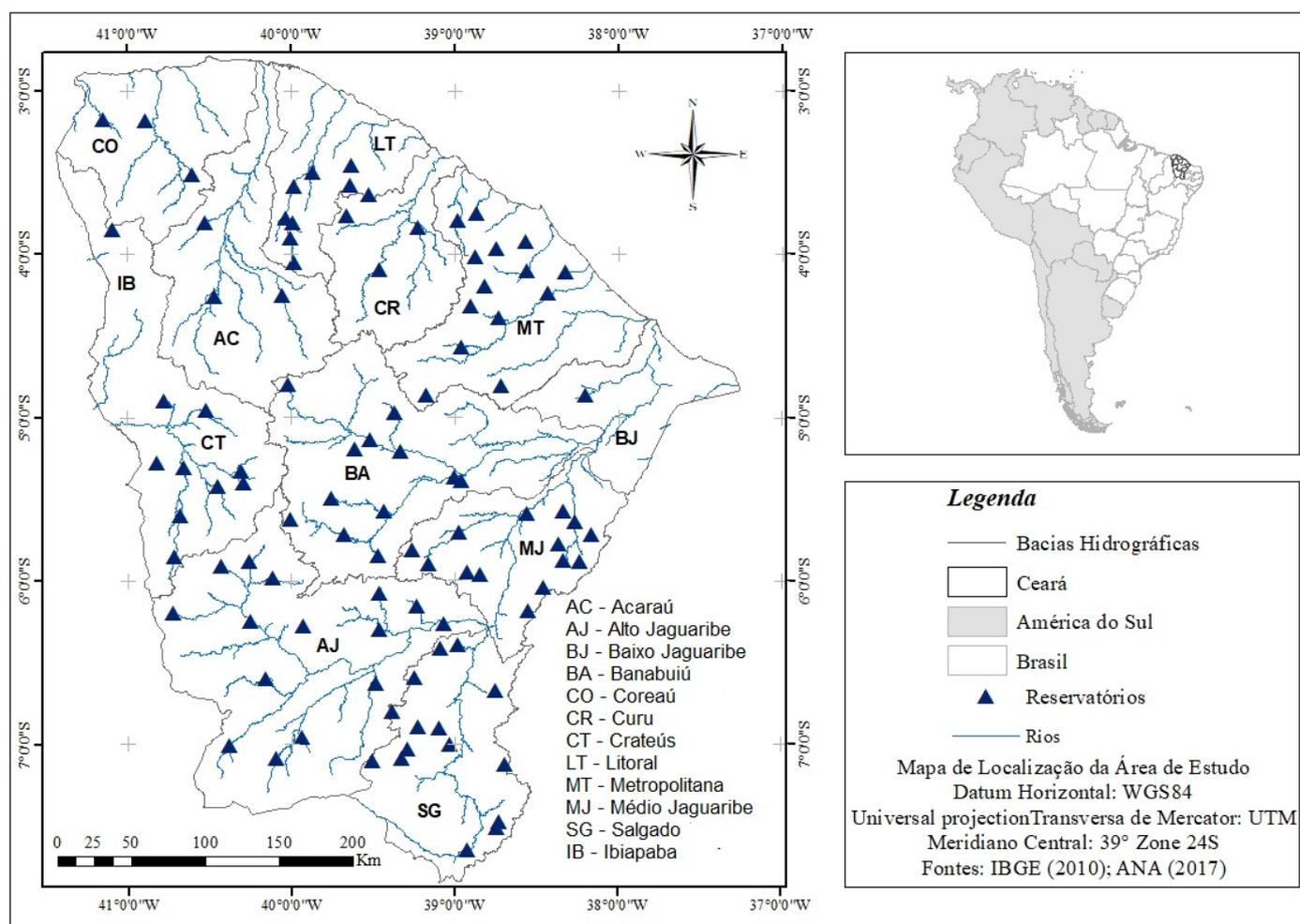


Figura 1 – Localização da área de estudo (estado do Ceará/Brasil), com as bacias hidrográficas e com os 101 reservatórios avaliados.

Nutriente limitante

Neste trabalho, três metodologias foram utilizadas para inferir o *status* de nutriente limitante:

A razão de Redfield

A razão de Redfield estabeleceu o conceito de que as algas, em boas condições de crescimento, terão composição elementar com proporções atômicas relativamente definidas (REDFIELD, 1958). No caso, para N e P, essa relação é de 16:1 (Equação 1).



Assim, se a proporção NT/PT é maior ou igual a 16:1, PT é o mais provável fator limitante para o crescimento de algas. Senão, NT é o nutriente limitante.

O modelo de Carlson

Carlson (1991) mostrou que diferenças entre os índices de estado trófico (IET), isto é, [IET (Chl *a*) – IET (PT)] e [IET (Chl *a*) – IET (SD)], podem ser utilizadas para inferir os fatores limitantes para a produtividade primária de um lago. A limitação por fósforo ocorre quando IET (Chl *a*) ≥ IET (PT). Entretanto, quando IET

(Chl *a*) < IET (PT), a limitação pode ocorrer por outro fator (por exemplo, luz, herbivoria ou turbidez não algal). Similarmente, as diferenças entre [IET (Chl *a*) – IET (NT)] podem ser usadas para inferir se ocorre limitação por NT (ver, por exemplo, LEE *et al.*, 2010; WANG; LIU; ZHENG, 2013).

O modelo de Kratzer e Brezonik

Kratzer e Brezonik (1981) demonstraram empiricamente que para [IET (NT) – IET (PT) > 0] os lagos apresentavam limitação por fósforo. Quando [IET

(NT) – IET (PT) < 0], nitrogênio é o nutriente limitante. Próximo de zero, uma colimitação deve dominar o crescimento algal.

Índice de estado trófico

Os modelos desenvolvidos por Toledo Jr. *et al.* (1983) e por Kratzer e Brezonik (1981) foram utilizados para estimar o nível trófico dos reservatórios. O índice de Toledo Jr. *et al.* (1983) (ver Equações 2, 3 e 4) foi escolhido por ser definido para ambientes tropicais, sendo comumente usado em estudos para determinar a classificação trófica (CHAVES *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016) e campanhas de monitoramento de reservatórios semiáridos (PACHECO; CEBALLOS; LIMA NETO, 2016). Kratzer e Brezonik (1981) desenvolveram um índice de estado trófico (IET) para o NT com base em uma concentração crítica de clorofila (Equação 5), verificada no início de condições eutróficas em lagos, por meio da relação entre NT e clorofila-*a* (Chl *a*) para lagos da Flórida. Notoriamente, esse IET desenvolvido para o nitrogênio total é usualmente utilizado para sua determinação (ver, por

exemplo, HAVENS, 1995; MATTHEWS; HILLES; PELLETIER, 2002; CARLSON; HAVENS, 2005).

$$\text{IET (SD)} = 10[6 - (0,64 + \ln \text{SD})/\ln 2] \quad (2)$$

$$\text{IET (PT)} = 10\{6 - [\ln(80,32/\text{PT})]/\ln 2\} \quad (3)$$

$$\text{IET(Chl } a) = 10\{6 - [2,04 - 0,695(\ln \text{Chl } a)]/\ln 2\} \quad (4)$$

$$\text{IET(NT)} = 10\{6 - [\ln(1,47/\text{NT})/\ln 2]\} \quad (5)$$

Em que:

SD = transparência do disco de Secchi (m);

PT = concentração de fósforo total (µg/L);

Chl *a* = concentração de clorofila-*a* (µg/L);

NT = concentração de nitrogênio total (mg/L).

Análise estatística

Foram realizadas as análises estatísticas descritivas: média aritmética (± desvio padrão); máximo e míni-

mo para as variáveis limnológicas NT, PT, Chl *a* e SD. Para analisar a relação de causalidade entre os nu-

trientes (NT, PT) e Chl α , fez-se uma análise de regressão linear múltipla. O poder explicativo da regressão linear é dado pelo coeficiente de determinação (R^2); no caso de regressão linear múltipla, adota-se o coeficiente de determinação ajustado, que mede o percentual da variância (comportamento) da variável dependente que é explicado pelas variáveis independentes. Para verificar a significância conjunta das variáveis é utilizado o teste F. O teste de significância individual (*post hoc* test), para cada coeficiente beta (β) estimado na regressão, é o teste *t*; no caso da regressão múltipla, adota-se o coeficiente beta padronizado, o qual indica qual das variáveis explicativas possui

maior efeito sobre a variável independente (COSTA, 2016; FÁVERO, 2015). Salienta-se que a regressão linear múltipla foi utilizada, em nosso estudo, como ferramenta para fortalecer os resultados observados nos modelos *sub examine*, e seus pressupostos foram testados concomitantemente às análises dos dados. Para os grandes reservatórios, foi aplicado especificamente o teste de Wilcoxon para avaliar as diferenças entre as variáveis limnológicas nos períodos seco e úmido. O nível de significância (α) adotado nos testes foi de 5%. Para a entrada, o processamento e a análise dos dados, utilizou-se o *software* Statistical Package for the Social Sciences (SPSS), versão 20.

RESULTADOS

Variáveis limnológicas

Em relação a todos os açudes estudados, a concentração média de NT foi 2,29 mg.L⁻¹ (\pm 2,45; n = 1.875); variando de 0,03 mg.L⁻¹ (SG) a 24,84 mg.L⁻¹ (BA). A concentração média de PT foi 0,15 mg.L⁻¹ (\pm 0,22; n = 2.038), com mínimo de 0,01 mg.L⁻¹ e máximo de 5,06 mg.L⁻¹ nas bacias AJ e MT, respectivamente. O valor médio geral de Chl α foi 62,55 μ g.L⁻¹ (\pm 117,42; n = 1.967), com valores mínimo e máximo de 0,10 e 1.671,40 μ g.L⁻¹ nas bacias AJ e CR, respectivamente. Assim, em média, as concentrações de ambos os nutrientes e clorofila superaram o valor de referência CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para águas de Classe 1 em ambientes lênticos. O valor médio para SD foi 0,86 m (\pm 0,77; n = 1.721), variando de 0,05 m (AJ e CT) a 12 m (AJ). A razão NT/PT apresentou valor médio de 21 (\pm 9; n = 101), sendo o mínimo 6 (CT) e o máximo 51 (MJ). A Figura 2, em diagrama de caixas, ilustra as variações das variáveis limnológicas dos reservatórios em cada bacia hidrográfica.

A análise de regressão linear múltipla, para todos os reservatórios, resultou em um modelo estatístico significativo, em que ambos os nutrientes são precursores da produção algal, explicando cerca de 50% da variabilidade da concentração de Chl α [$F(2;1.530) = 754,577$; $R^2 = 0,496$; $p < 0,05$]. Os resultados indicam, ainda, que o NT com o maior β é o nutriente mais relevante, pois NT ($\beta = 0,678$; $t = 33,996$; $p < 0,05$) e PT ($\beta = 0,059$; $t = 2,982$; $p < 0,05$). Essa tendência foi similar quando a análise foi realizada em cada bacia hidrográfica (Tabela 2). Em nove delas, o NT foi o principal preditor da produção algal, enquanto o PT foi o principal preditor na bacia BJ e, em duas bacias (CO e

IB), esses nutrientes não se mostraram significativamente relevantes para a produção primária. Contudo, os resultados dessas três bacias devem ser considerados com ressalvas, haja vista o baixo número de dados ($n < 50$) para a realização da análise. A Tabela 2 mostra os resultados da regressão linear múltipla aplicada às bacias hidrográficas. Todos os pressupostos foram alcançados.

Em relação aos grandes reservatórios, em P1 a precipitação anual média foi 832 mm (\pm 358; n = 20) e, em P2 a média anual foi 519 mm (\pm 99; n = 20). As vazões afluentes aos reservatórios estratégicos apresentaram, em média, redução da ordem de 12 vezes de P1 para P2, sendo o açude Banabuiú aquele que apresentou a maior variação, cerca de 30 vezes menor. O maior aporte ocorreu para o açude Castanhão (3.670 hm³ – P1) e o menor ao reservatório Banabuiú (7 hm³ – P2). Quanto aos volumes acumulados, em média, eles se apresentaram quatro vezes menores em P2, passando do volume de 74,5% em P1 para 20% em P2. O reservatório Orós apresentou o maior volume médio de acumulação, de 79,1%, enquanto o açude Banabuiú apresentou o menor (11,3%).

Durante a quadra chuvosa em P1, o aporte médio aos grandes reservatórios foi 13 vezes superior ao aporte médio observado em P2. As amplitudes dos aportes médios foram: 5,6 (mínimo) e 855,8 hm³ (máximo) para P1; e 0,7 (mínimo) e 53,5 hm³ (máximo) para P2. Quanto à precipitação média, a razão entre os valores observados na quadra chuvosa em P1 e P2 foi de 1,5. Os valores de mínimo e máximo em P1 foram 51,7 e 283,9 mm e, em P2, 46,3 e 168,2 mm.

A Figura 3 ilustra a variação interanual do aporte total (hm^3), do volume médio acumulado (hm^3) e das concentrações de nutrientes (mg.L^{-1}) e o comportamento intra-anual do aporte médio (hm^3) e da precipitação média (mm) para os grandes reservatórios.

Em média, as concentrações de nutrientes e Chl *a* aumentaram em P2. A concentração de NT passou de $1,11 \text{ mg.L}^{-1}$ ($\pm 1,11$; $n = 16$) em P1 para $1,94 \text{ mg.L}^{-1}$ ($\pm 1,09$; $n = 66$) em P2. Destaca-se o reservatório Banabuiú com concentração em P2 da ordem de nove vezes maior ($0,280 \text{ mg.L}^{-1}$ – P1; $2,406 \text{ mg.L}^{-1}$ – P2). Quanto ao PT, as concentrações médias foram $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ ($\pm 0,06$; $n = 33$) em P1 e $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ ($\pm 0,06$; $n = 70$) em P2. Os maiores

aumentos foram observados nos reservatórios Castanhão ($0,047 \text{ mg.L}^{-1}$ – P1; $0,085 \text{ mg.L}^{-1}$ – P2) e Orós ($0,043 \text{ mg.L}^{-1}$ – P1; $0,074 \text{ mg.L}^{-1}$ – P2). A concentração média de Chl *a* passou de $16,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($\pm 11,4$; $n = 28$) em P1, para $52,68 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($\pm 54,06$; $n = 65$) em P2. Em média, para águas de Classe 1, somente a concentração de NT (período úmido) ficou abaixo do recomendado em lei; as concentrações de PT e Chl *a* superaram o valor de referência CONAMA 357 (BRASIL, 2005) em ambos os períodos úmido e seco. A razão NT/PT média em P1 foi 13 (± 10 ; $n = 18$) e, em P2, 21 (± 11 ; $n = 54$). O teste de Wilcoxon detectou diferença significativa para a variável Chl *a* ($Z = -2.801$, $P < 0,05$) e para a razão NT/PT ($Z = -2.398$, $P < 0,05$) quando comparados os dados entre P1 e P2.

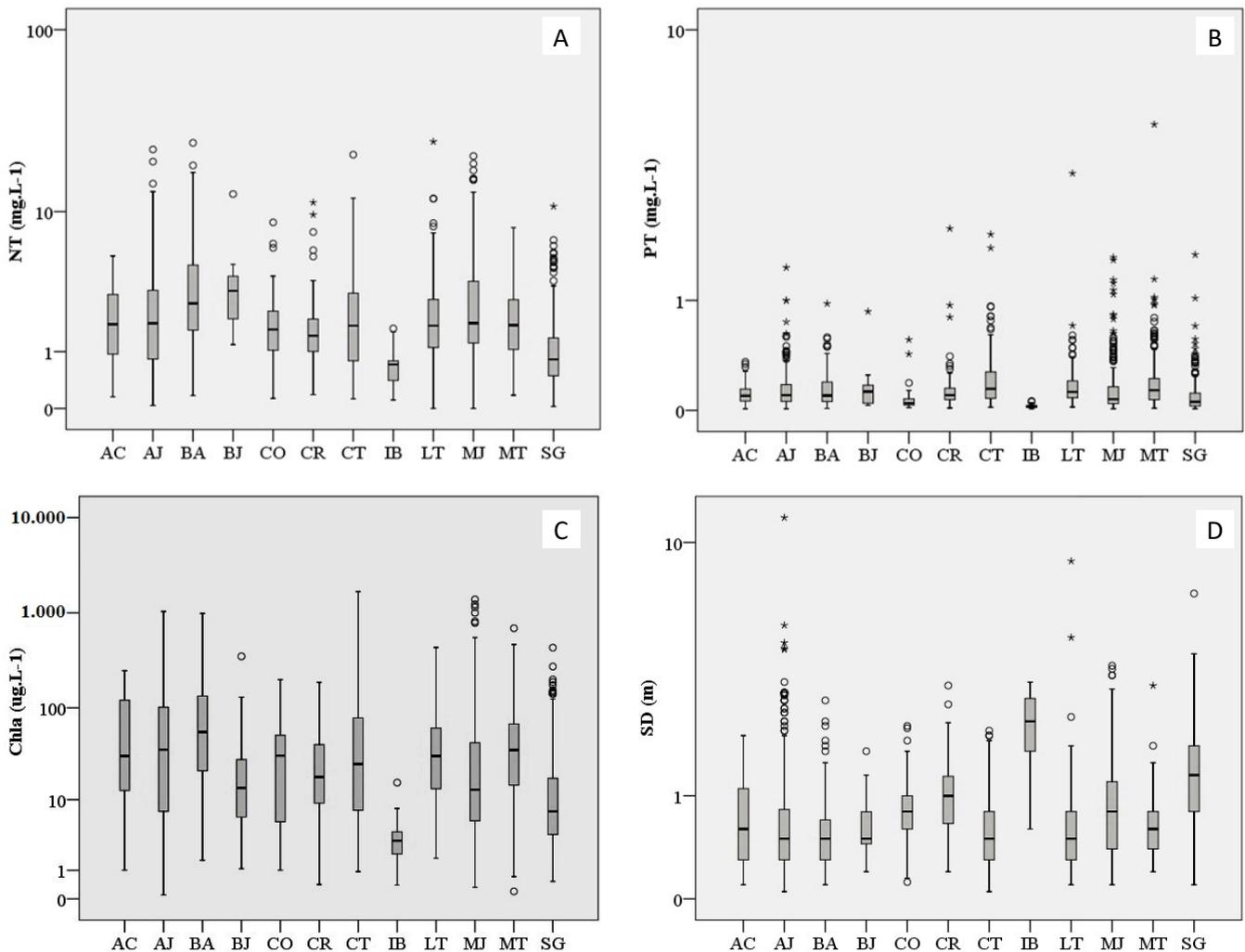


Figura 2 – Variação do (A) nitrogênio total (NT) ($n = 1.875$), (B) fósforo total (PT) ($n = 2.038$), (C) clorofila a (Chl *a*) ($n = 1.967$) e (D) transparência do disco de Secchi (SD) ($n = 1.721$) entre as bacias hidrográficas do estado do Ceará, entre 2008 e 2017. As linhas horizontais dentro dos gráficos indicam a mediana, e os limites dos gráficos indicam os percentis 25 e 75%. Traços acima e abaixo indicam os percentis 90 e 10%. Os círculos e estrelas são *outliers* e pontos extremos, respectivamente.

Índice de estado trófico

O IET (PT) apresentou valor mínimo de 30 (AC, AJ, MJ, IB, SG) e máximo de 100 (AJ, CR, CT, LT, MJ, MT, SG), com valor médio 63 (± 13 ; $n=2.067$); o IET (Chl a) variou de 14 (MT) a 100 (AJ, BA, CT, MJ), apresentando média de 62 (± 14 ; $n=1.992$); para o IET (SD) o valor mínimo foi 18 (AJ) e o máximo 97 (AJ, CT), com valor médio de 60 (± 11 ; $n = 1.746$). Assim, de acordo com Toledo Jr. (1990), os valores encontrados em nos-

sa análise classificaram os IET (PT, Chl a e SD) desde oligotrófico a hipereutrófico. Consoante ao IET (NT), este variou de 7 (AJ) a 100 (BA, LT), apresentando valor médio de 61 (± 13 ; $n = 1.903$). Segundo a classificação de Kratzer e Brezonik (1981), o IET (NT) oscilou de ultraoligotrófico a hipereutrófico. A Figura 4 ilustra as variações dos IET (NT), IET (PT), IET (Chl a) e IET (SD) em cada bacia hidrográfica.

Tabela 2 – Resultados da regressão linear múltipla aplicada às bacias hidrográficas estudadas: teste F (df), coeficiente de determinação ajustado (R^2) e coeficiente beta padronizado (β) com teste t (*post hoc* test).

Bacia	Análise Estatística					
	F	Valor p	R^2	β	t	Valor p
BA	48,648 (2–126)	0,000	0,427	0,438 ^{NT} 0,320 ^{PT}	5,658 4,135	0,000 0,000
AJ	199,405 (2–190)	0,000	0,674	0,822 ^{NT} 0,002 ^{PT}	18,578 0,036	0,000 0,971
MJ	133,363 (2–149)	0,000	0,637	0,803 ^{NT} 0,003 ^{PT}	10,637 -0,035	0,000 0,972
BJ	58,623 (2–5)	0,000	0,943	-0,706 ^{NT} 1,628 ^{PT}	-2,371 5,470	0,064 0,003
CT	43,081 (2–114)	0,000	0,420	0,635 ^{NT} 0,032 ^{PT}	6,811 0,342	0,000 0,733
SG	59,440 (2–210)	0,000	0,355	0,707 ^{NT} -0,185 ^{PT}	9,618 -2,510	0,000 0,013
LT	38,516 (2–176)	0,000	0,297	0,554 ^{NT} -0,006 ^{PT}	7,891 -0,080	0,000 0,937
MT	68,045 (2–352)	0,000	0,275	0,495 ^{NT} 0,125 ^{PT}	10,814 2,737	0,000 0,007
AC	32,564 (2–52)	0,000	0,539	0,725 ^{NT} 0,055 ^{PT}	7,400 0,561	0,000 0,577
CR	60,489 (2–64)	0,000	0,643	0,817 ^{NT} -0,047 ^{PT}	10,888 -0,628	0,000 0,532
CO	2,664 (2–39)	0,082	0,075	-	-	-
IB	0,972 (2–20)	0,395	-0,003	-	-	-

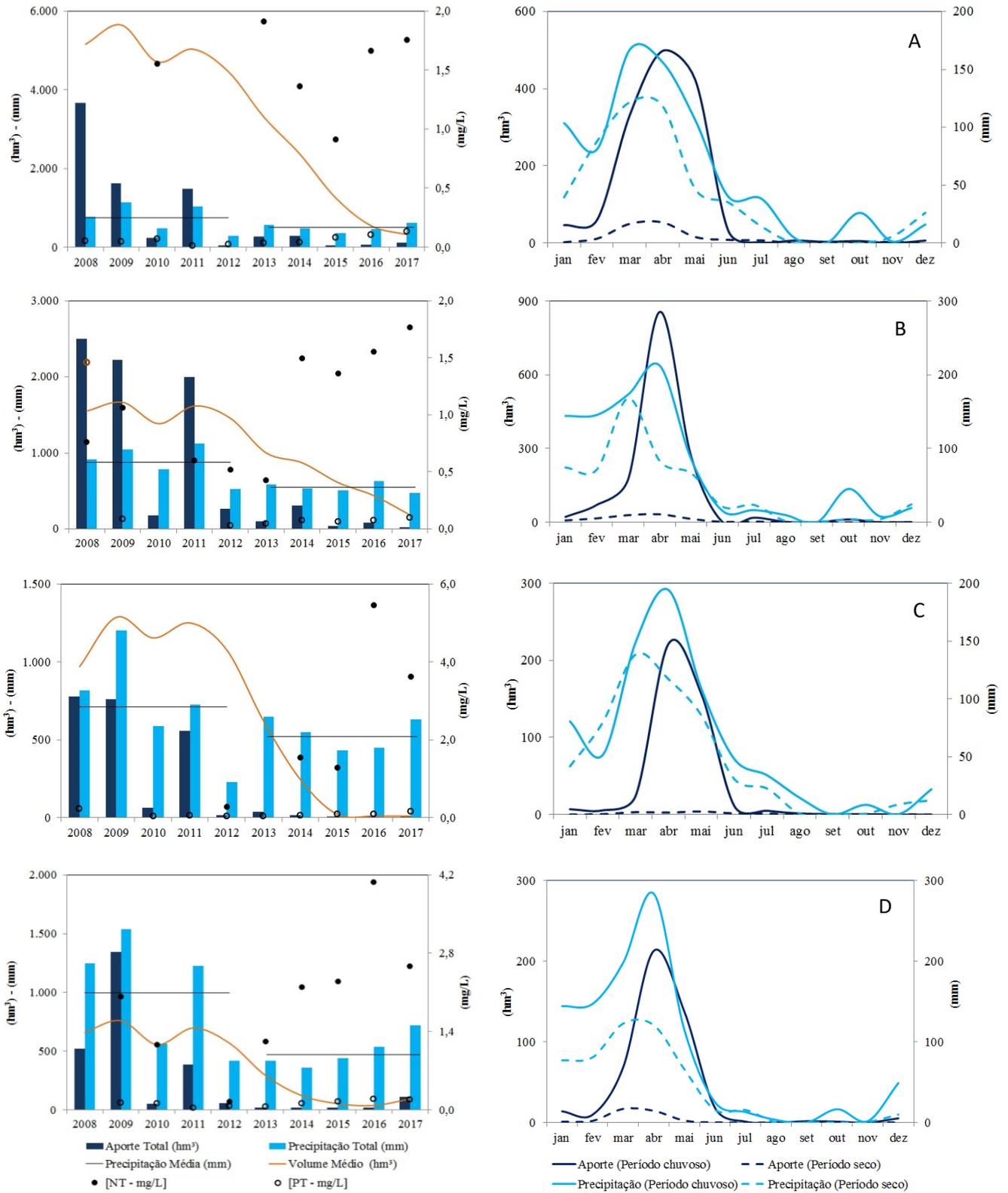


Figura 3 – Variação interanual do aporte total (hm³), do volume médio de acumulação (hm³) e das concentrações de nutrientes e variação intra-anual do aporte médio (hm³) e da precipitação média (mm) para os reservatórios estratégicos do Ceará nos períodos chuvoso (2008 a 2012) e seco (2013 a 2017). (A) Açude Castanhão, (B) açude Orós, (C) açude Banabuiú, (D) açude Araras.

Nutriente limitante

O número de reservatórios com limitação por PT, de acordo com a razão de Redfield, foi 69, sendo o NT estimado como nutriente limitante em 31 dos 101 reservatórios. Os reservatórios Muquém (AJ) e São José III (CT) apresentaram valores de NT/PT bem próximos de 16, o que pode indicar uma possível colimitação da produção algal por nutrientes. O modelo de Kratzer e Brezonik (1981) sugeriu o PT como nutriente limitante em 40 reservatórios e o NT em 61 (Figura 5). Nesse modelo, os reservatórios Gameleira (BL) e Malcozinhado (BM) apresentaram resultados de $[IET(NT) - IET(PT)]$ próximos a 0, o que também pode ser indício de colimitação por nutrientes.

No que diz respeito às bacias hidrográficas, dez bacias foram preferencialmente limitadas por PT para a razão de Redfield, destacando-se as bacias SG e MJ, nas quais 13 reservatórios (87%) apresentaram o PT como nutriente limitante, e a bacia AJ, com 12 reservatórios (80%). Em relação à limitação por NT, o modelo mostrou forte limitação por esse nutriente somente na bacia CT, com oito reservatórios (80%). Na bacia LT, a razão de Redfield apresentou metade dos reservatórios limitados por NT e a outra metade por PT. Por outro lado, o modelo de Kratzer e Brezonik (1981) mostrou resultados distintos. Quatro bacias apenas

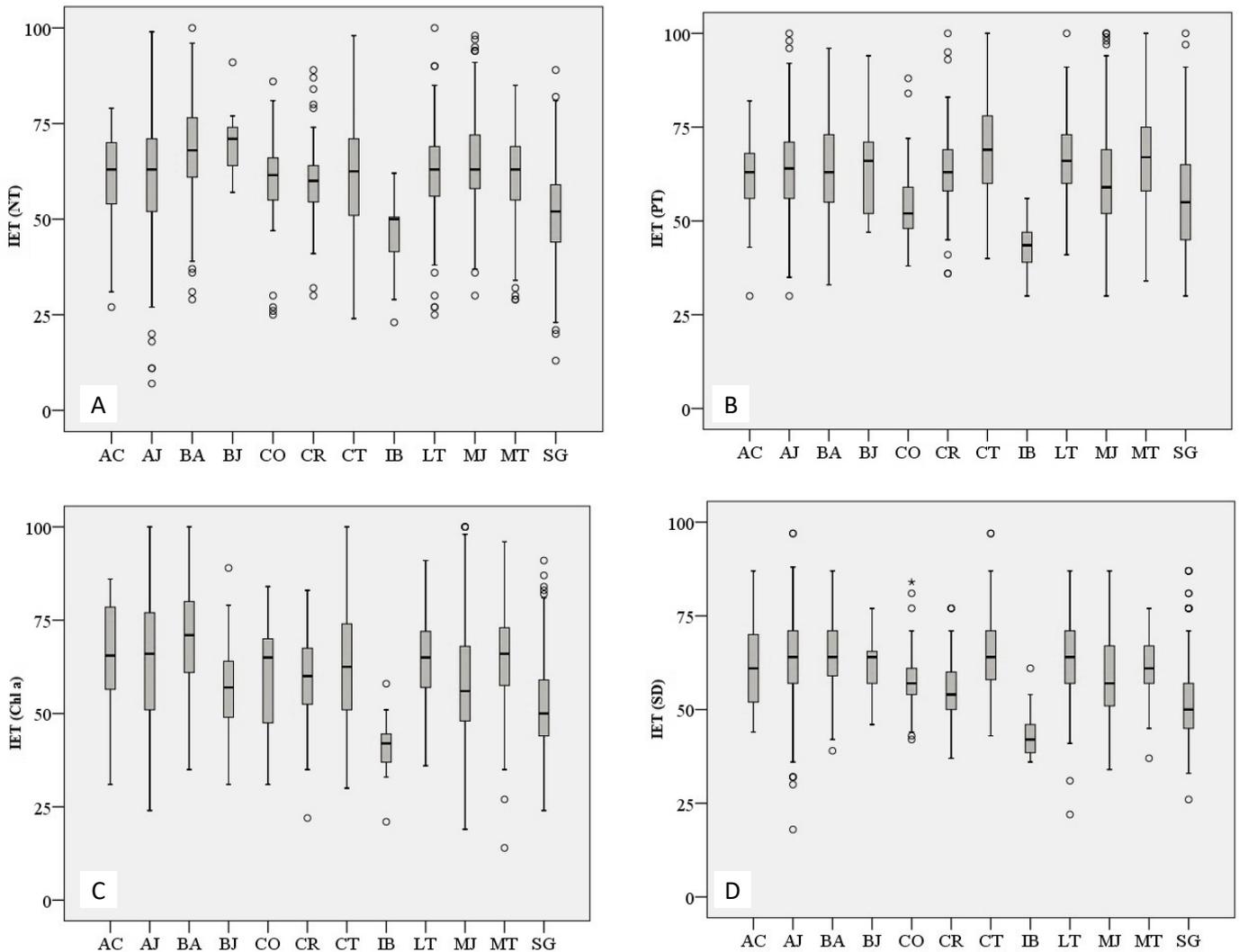


Figura 4 – Diagrama de caixas das variações, durante o período de 2008 a 2017, dos valores de (A) IET (NT), (B) IET (PT), (C) IET (Chl *a*) e (D) IET (SD) [D] em cada bacia. As linhas horizontais dentro dos gráficos indicam a mediana e os limites dos gráficos indicam os percentis 25 e 75%. Traços acima e abaixo indicam os percentis 90 e 10%. Os círculos representam os *outliers*.

apresentaram o PT como o nutriente limitante, destacando-se MJ, com 11 reservatórios (73%). O NT foi o nutriente mais relevante para a produção algal em oito bacias, destacando-se as bacias SG, com limitação por NT em 12 reservatórios (80%), e a bacia MT, em 10 (71%).

O modelo de Carlson (1991) sugeriu que o NT é o fator preponderante, consoante ao desenvolvimento da produtividade primária para a maioria dos açudes avaliados, estando, também, em concordância com os resultados da regressão linear. No geral, o modelo sugeriu que o PT foi o nutriente limitante em 42 dos reservatórios, sendo 59 influenciados por outro fator (como turbidez abiótica e/ou forrageamento). Pertinente ao NT, este foi estimado como nutriente limitante em 64 dos açudes, com 37 tendo sua limitação da produção primária decorrente de outro fator (como turbidez abiótica e/ou forrageamento).

Analisando por bacias, o modelo revelou que quatro bacias hidrográficas apresentaram seus reservatórios com limitação algal por PT, destacando-se a bacia (BA), com oito reservatórios (73%); sete bacias apresentaram seus reservatórios com limitação algal por outros fatores (bióticos e/ou abióticos), destacando-se a bacia (SG), com 12 reservatórios (80%), e a bacia (MT), com variação de 50% dos reservatórios tanto para PT quanto para outros fatores. A análise entre NT *versus* fatores bióticos e/ou abióticos mostrou que nove bacias hidrográficas apresentaram seus reservatórios com limitação da produção algal por NT, destacando-se as bacias (AJ), com 13 reservatórios (87%), (BA), com nove reservatórios (82%), e (CT), com oito reservatórios (80%); e três bacias hidrográficas com reservatórios possuindo limitação da produção primária por fatores bióticos e/ou abióticos. Nestas, destaca-se a bacia (MJ), com 14 reservatórios (93%). A Figura 6 ilustra os fatores limitantes da produção primária, conforme Carlson (1991), para os 101 reservatórios avaliados.

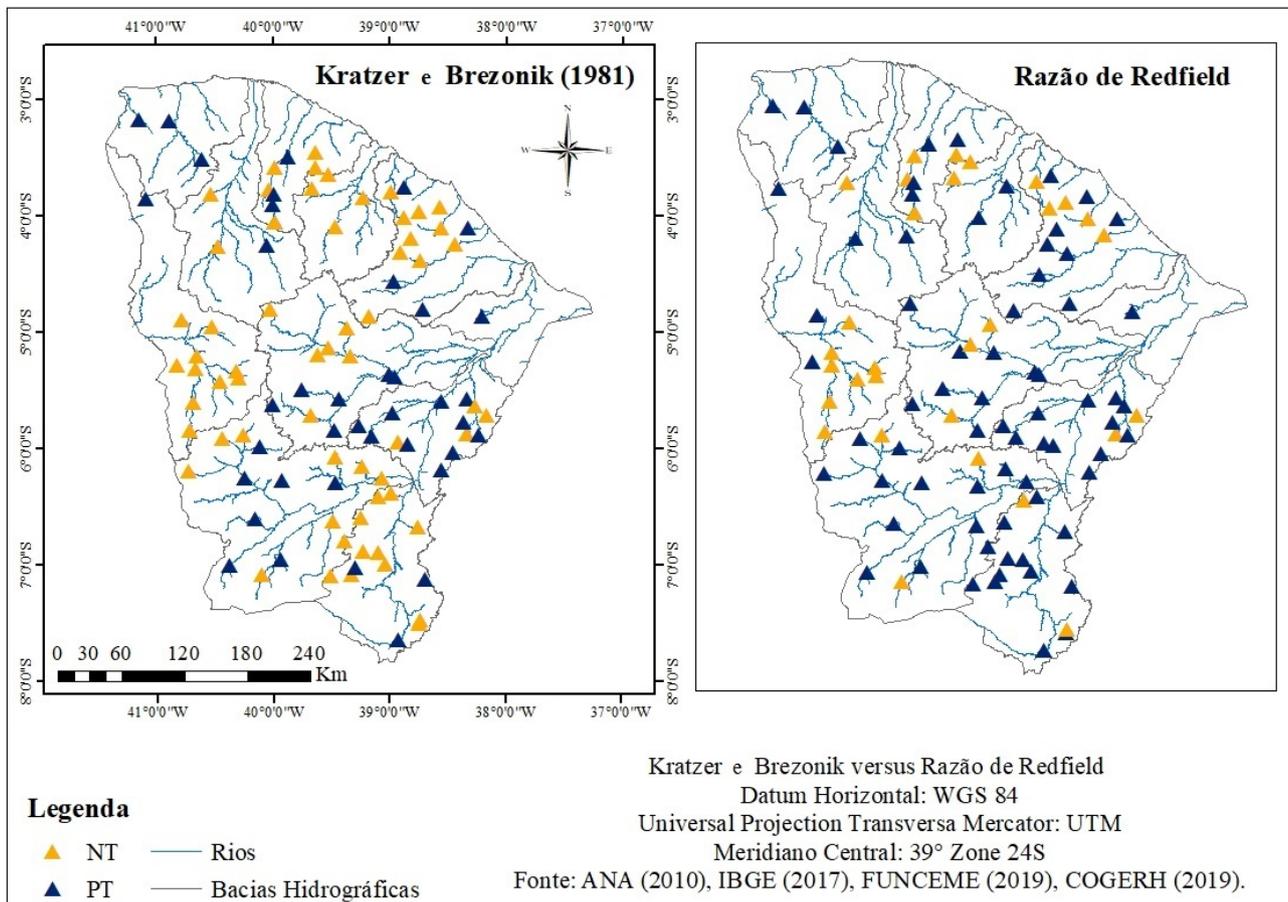
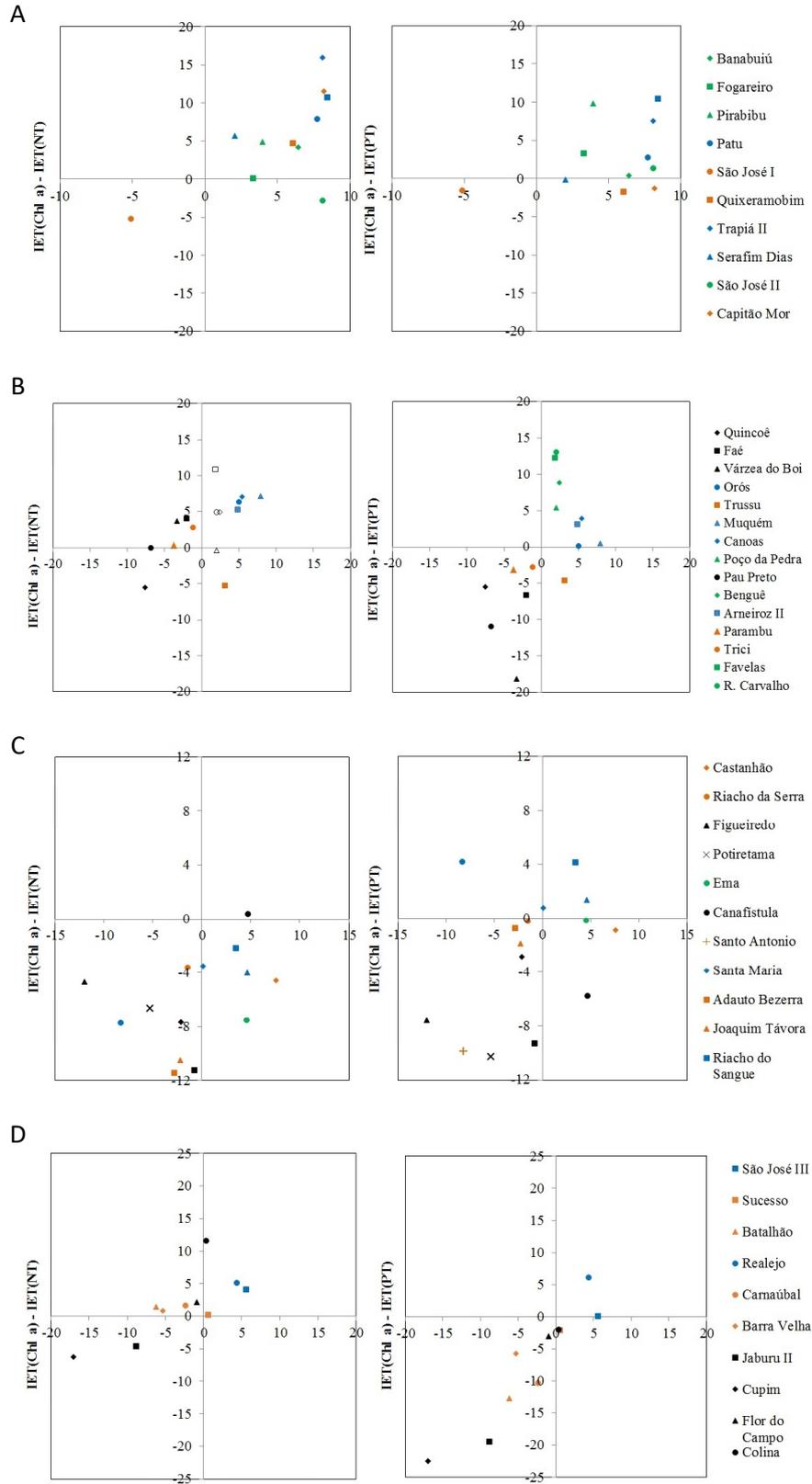


Figura 5 – Nutriente limitante nos reservatórios do estado do Ceará, conforme o modelo de Kratzer e Brezonik (1981) e a razão de Redfield. Triângulos em laranja correspondem à limitação por nitrogênio total (NT) e, em azul, à limitação por fósforo total (PT).



Continua...

Figura 6 – Predição do nutriente limitante para os 101 reservatórios do Estado do Ceará, conforme o critério de Carlson (1991). Bacias: (A) BA, (B) AJ, (C) MJ, (D) CT, (E) SG, (F) LT, (G) MT e (H) BJ, AC, CR, CO e IB.

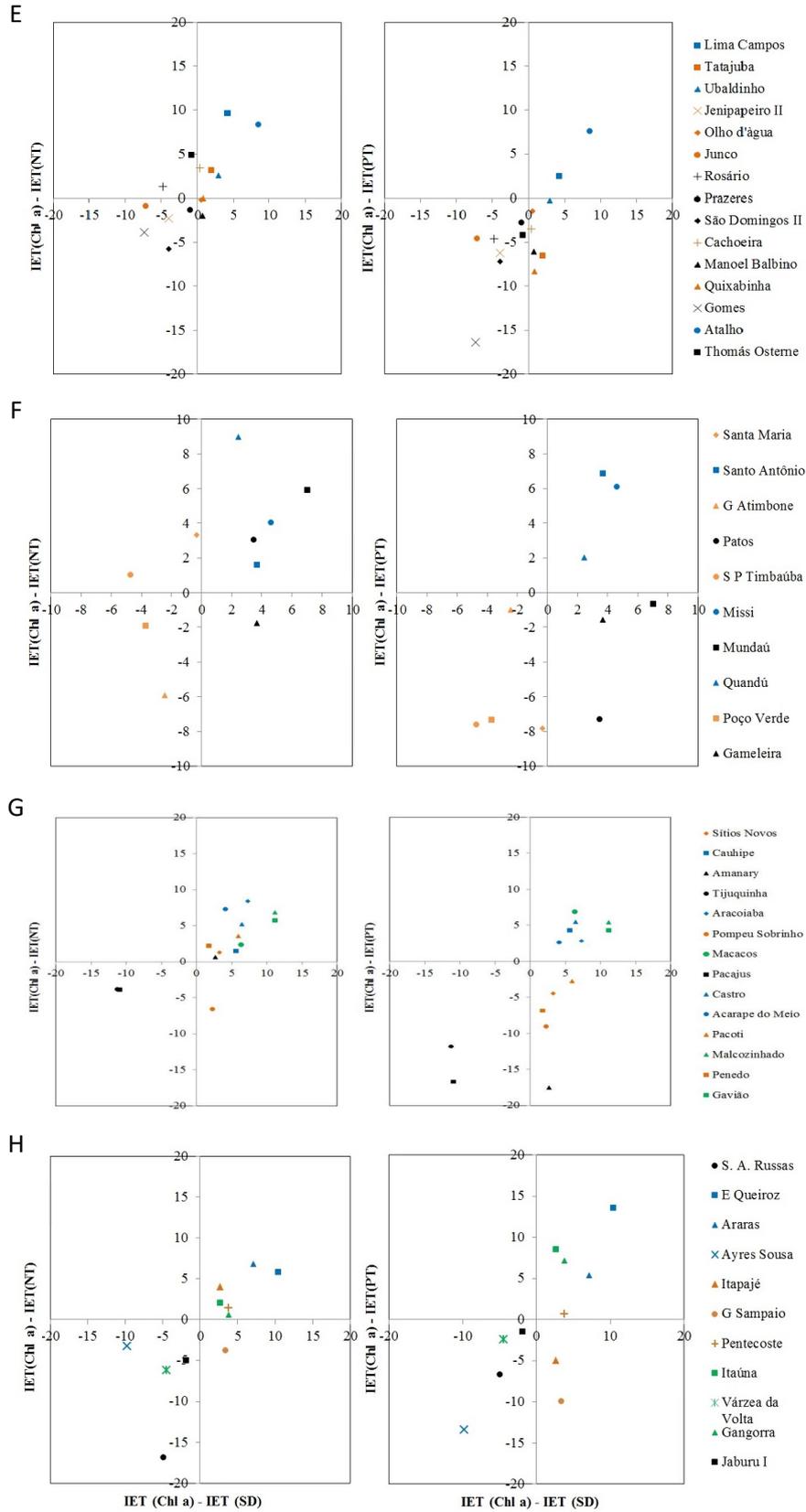


Figura 6 – Continuação.

Para os grandes reservatórios, os resultados mostraram que o nutriente limitante variou conforme o período. Em P1, a limitação do crescimento algal foi predominantemente pelo NT; em P2, essa limitação foi mais em decorrência do PT (Tabela 3).

Quanto à análise de regressão linear múltipla, apenas o modelo aplicado ao período P2 foi significativo (Tabela 4), explicando praticamente a metade da variação da produção algal (43%) e indicativo do PT como o melhor preditor da produção algal para os grandes reservatórios. Todos os pressupostos da regressão foram alcançados.

DISCUSSÃO

Este estudo avaliou o nutriente limitante da produção algal em reservatórios do estado do Ceará (NEB). Nossa hipótese, de que o PT seria o principal nutriente a afetar o processo de eutrofização em seus reservatórios, não foi confirmada. Conforme dois de três modelos utilizados em nossa análise, além de ser o nutriente mais representativo, o NT foi o preditor mais importante do crescimento algal.

Segundo a razão de Redfield, os açudes cearenses aqui avaliados, em sua maioria, apresentaram o PT como nu-

triente limitante do crescimento algal. Esse resultado apresenta-se em concordância com os estudos desenvolvidos por Rocha Júnior *et al.* (2018), nos quais o PT foi considerado um importante fator relacionado com a estimativa da biomassa fitoplanctônica e com a qualidade da água em reservatórios de regiões tropicais e subtropicais. Também está de acordo com Paulino, Oliveira e Avelino (2013), que avaliaram diversos açudes monitorados pela COGERH no período de 2008 a 2011,

Tabela 3 – Nutriente limitante da produção algal para grandes reservatórios do Ceará de acordo com os períodos úmido P1 (2008–2012) e seco P2 (2013–2017) e o modelo aplicado.

Período	Reservatório	Nutriente limitante		
		Redfield (1958)	Kratzer e Brezonik (1981)	Carlson (1991)
P1	Castanhão	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON
	Orós	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU NT
	Banabuiú	NT	NT	PT E/OU NT
	Araras	NT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU NT
P2	Castanhão	PT	NT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON
	Orós	PT	PT	PT E/OU NT
	Banabuiú	PT	PT	FORAGEAMENTO DO ZOOPLÂNCTON E/OU PT
	Araras	PT	NT	PT E/OU NT

NT: nitrogênio total; PT: fósforo total.

Tabela 4 – Resultados da regressão linear múltipla aplicada aos grandes reservatórios de acordo com os períodos úmido P1 (2008–2012) e seco P2 (2013–2017): teste F (df), coeficiente de determinação ajustado (R^2) e coeficiente beta padronizado (β) com teste t (*post hoc test*).

Período	Análise estatística					
	F	Valor p	R^2	β	t	Valor p
P1	1,766 (2–13)	0,210	0,093	–	–	–
P2	22,236 (2–54)	0,000	0,431	0,328 ^{NT} 0,432 ^{PT}	2,710 3,571	0,009 0,001

indicando que, nos açudes cearenses, em 14% das relações NT/PT o NT foi o nutriente limitante e, em 65%, o PT. Entretanto, o resultado encontrado pelo critério de Redfield mostrou-se antagônico aos resultados da análise aplicada entre a biomassa algal (estimada pela concentração de Chl *a*) e os nutrientes (NT e PT). A análise de regressão indicou o NT como o melhor preditor da concentração de Chl *a* (Tabela 2). Esse fato pode indicar uma limitação da razão de Redfield em avaliar o nutriente limitante em lagos artificiais do semiárido brasileiro. Assim, os resultados da regressão linear múltipla estão em concordância com aqueles obtidos por Wang e Wang (2009), que refutaram o uso da razão NT/PT como índice para discriminar o nutriente limitante do fitoplâncton. Todavia, os mesmos autores salientaram que o PT é o principal fator regulador da produção primária, independentemente da concentração de NT.

De acordo com o modelo de Carlson (1991), os resultados sugeriram que o NT é o fator preponderante quanto à produção algal. Esse resultado é consonante com o obtido pela regressão linear múltipla. O modelo sugere ainda limitação do crescimento algal por fatores abióticos (turbidez abiótica) e/ou fatores bióticos, como herbivoria. Conforme Esteves e Suzuki (2011), a produtividade primária fitoplanctônica está estreitamente ligada a fatores bióticos (por exemplo, reprodução do fitoplâncton e herbivoria) e abióticos (por exemplo, temperatura e radiação solar), os quais podem inibi-la ou estimulá-la. Quanto à turbidez abiótica, partículas em suspensão na coluna d'água podem ser decorrentes da ação do vento que, em razão da baixa profundidade dos reservatórios, é capaz de gerar ressuspensão de sedimentos, tornando a água turva (LIMA *et al.*, 2015). Além disso, o comportamento de bioturbação da tilápia-do-nilo, espécie de peixe muito utilizada em peixamento nos reservatórios da região, é outra explicação plausível para a alta turbidez da água, acarretando diminuição da concentração de Chl *a* nos reservatórios (STARLING *et al.*, 2002; TEIXEIRA; ATTAYDE, 2015; ZHANG; MEI; GULATI, 2017). Por oportuno, conforme Carlson e Havens (2005), o método de Carlson é interpretativo, não preditivo, portanto as interpretações devem ser sugeridas com cautela e com conhecimento de limnologia. Esse modelo sugere possibilidades, mas não fornece interpretações definitivas. Mesmo assim, pode ser uma ferramenta de baixo custo que aponta para variáveis de monitoramento mais complexas.

De acordo com o modelo de Kratzer e Brezonik (1981), os reservatórios avaliados apresentaram predomina-

temente o NT como fator limitante do desenvolvimento fitoplanctônico. Esse resultado apresenta concordância com a regressão linear múltipla testada (Tabela 2) e com estudos anteriores (LIMA *et al.* 2015; BRASIL *et al.*, 2016; DODDS; SMITH, 2016), que têm demonstrado a importância do NT para o processo de eutrofização em lagos tropicais. Ainda, de acordo com Xu *et al.* (2010), mesmo em corpos hídricos nos quais o nitrogênio é fator limitante, há grandes possibilidades de a produção primária permanecer elevada, haja vista a abundância desse nutriente na atmosfera, que também funciona como reservatório para o fitoplâncton. Conforme Wetzel (2001), quando o fósforo está disponível em quantidades adequadas para suportar o metabolismo, a disponibilidade de nitrogênio pode se tornar limitante. Essa limitação é geralmente observada sob condições eutróficas. No caso de alta carga de fósforo, a utilização planctônica de nitrogênio pode exceder os insumos e esgotar o suprimento de nitrogênio na zona tropogênica. Assim, a limitação por nitrogênio pode ser encontrada quando há alto nível de fósforo como consequência de perturbações humanas ou algum tipo de solo rico em fósforo (PHILLIPS *et al.*, 2008).

Há distintas avaliações quanto à relação entre enriquecimento de nutrientes, eutrofização da água e proliferação de algas:

- quando a concentração de PT na água é baixa, esse pode ser o fator limitante para induzir a eutrofização e florações de algas;
- quando a concentração de PT aumenta rapidamente na água, outro fator pode se tornar limitante, por exemplo, luz, pH, temperatura, salinidade, profundidade da água ou vento (YANG *et al.*, 2008).

Esses autores apontaram que 80% da eutrofização em lagos e reservatórios é restrita por PT, cerca de 10% é relativa ao NT e os outros 10% devem-se a outros fatores, em média. No presente estudo, os resultados que agregam os três modelos utilizados diferem das conclusões desses autores. Encontramos valores da ordem de 50% para ambos PT e NT, 58% atribuídos a fatores bióticos e abióticos quando comparados com o PT e 37% quando comparados com o NT.

Todavia, para o período avaliado neste estudo, a seca prolongada no estado do Ceará, com redução drástica do volume armazenado de água (RABELO; LIMA NETO, 2018),

contribuiu para o aumento da concentração de nutrientes nesses corpos hídricos (WIEGAND *et al.*, no prelo). A concentração de PT também pode ter aumentado em função da carga interna liberada do sedimento (WIEGAND *et al.*, 2014) e das baixas afluições ocorridas nesse período. A concentração de NT pode ter sido oriunda de atividades (como plantio e dessedentação animal) desenvolvidas na bacia hidráulica dos reservatórios. Duas explicações à tendência de limitação por nitrogênio nesses ecossistemas são plausíveis e não excludentes:

- os corpos hídricos estudados receberam, por décadas, efluentes urbanos proporcionalmente mais ricos em fósforo que nitrogênio (MOSS *et al.*, 2013);
- a intensa atividade bacteriana, a alta temperatura e a desoxigenação do sedimento aumentam a liberação de fósforo dos sedimentos para coluna de água, enquanto o nitrogênio pode diminuir por causa da desnitrificação (VERAART; KLEIN; SCHEFFER, 2011; MOSS *et al.*, 2013).

Em relação aos grandes reservatórios cearenses, vários estudos têm identificado possíveis fontes de aporte de nutrientes, principalmente fósforo. Nessa linha, Molisani *et al.* (2015) e Santos *et al.* (2017) relataram que a bacia do reservatório Castanhão recebe cargas de nutrientes de fontes naturais que incluem a deposição atmosférica e a desnudação de solos e de fontes antropogênicas como a agricultura irrigada, a pecuária, a aquicultura e o escoamento urbano. De acordo com Santos *et al.* (2014), o açude Orós recebe aporte de esgoto bruto oriundo da cidade de Iguatu, e as atividades agropecuárias em terras baixas e as culturas de arroz e feijão podem contribuir para o aumento concentração de nutrientes. Batista *et al.* (2014) acrescentaram a grande quantidade de descarte de resíduos e a presença de ração originada da criação de peixes em tanques-rede como possíveis fontes de fósforo para as águas desse açude. Atinente às águas do reservatório Banabuiú, as maiores contribuições de nutrientes são oriundas dos solos e da agricultura (COGERH, 2011) e, para o açude Araras, a carga de fósforo é proveniente da criação de bovídeos nas vilas localizadas às suas margens e do lançamento de esgoto bruto produzido por seus habitantes que geralmente não utilizam fossa e vivem nas seis sedes municipais inseridas na bacia (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

Portanto, em concordância com estudos anteriores (MOLISANI *et al.*, 2015; SANTOS *et al.* 2017; LACERDA *et al.*,

2018), é plausível que as alterações na qualidade da água desses reservatórios estejam diretamente associadas à ocupação e uso de suas bacias de drenagem e ao tipo e intensidade de atividades realizadas dentro dos mesmos, especialmente a piscicultura. Assim, possivelmente tais atividades ajudam a explicar como o NT se torna o nutriente limitante no período P1. Em relação ao período P2, os resultados sugerem que o impacto da seca, diminuindo o volume acumulado de água dos açudes, gerou, por consequência, elevação na concentração de nutrientes. No NEB, a variação espaço-temporal das chuvas influencia diretamente no volume de acumulação de seus reservatórios (DE ARAÚJO; BRONSTERT, 2016) e, em períodos de seca, é notório o aumento na concentração de nutrientes e Chl *a* nesses corpos hídricos. Corroborando esses achados, Brasil *et al.* (2016), Jeppesen *et al.* (2015) e Rocha Júnior *et al.* (2018) mostraram que a redução no nível de água frequentemente resulta em altas concentrações de nutrientes, alta biomassa de fitoplâncton e baixa transparência da água. Dessa forma, como ocorre elevação na concentração de ambos NT e PT, é possível que o nutriente limitante esteja associado àquele que se apresenta em menor concentração — no caso dos grandes reservatórios, o PT. Todavia, há que se considerar os fatores ambientais, conforme mostraram Barros *et al.* (2019).

Finalmente, em se tratando de gerenciamento das águas dos reservatórios, principalmente aqueles destinados ao abastecimento humano, o conhecimento dos fatores controladores do processo de eutrofização é de suma importância. Em geral, NT e PT limitam a produtividade primária em lagos, e prevê-se que a concentração de Chl *a* seja positivamente correlacionada com esses nutrientes (FILSTRUP; DOWNING, 2017). A constatação de que as relações NT/PT são determinantes para o domínio das cianobactérias (SMITH, 1983) é, também, de grande importância prática para o gerenciamento desses sistemas. As proliferações de algas nocivas, especificamente aquelas causadas por cianobactérias, tornaram-se uma das preocupações mais críticas para o abastecimento de água potável, bem como para manter a sustentabilidade ecológica e econômica dos ecossistemas de água doce em todo o mundo (LI; HANSSON; PERSSON, 2018). As razões NT/PT podem ser manipuladas pelo tratamento de esgoto e a remoção de nutrientes, desde que realizados de forma cautelosa. Os níveis absolutos de nutrientes, principalmente de fósforo, podem ser ainda mais importantes para o domínio das cianobactérias do que suas proporções (XU *et al.*, 2015).

De acordo com os nossos resultados, o NT, o PT e a herbivoria sobre o fitoplâncton apresentaram-se como importantes reguladores da produção algal. No Ceará, o desenvolvimento de cianobactérias não está correlacionado somente com a concentração de PT e a razão NT/PT (BARROS *et al.*, 2019); outros fatores, como o clima seco e quente da região, as elevadas taxas de evaporação e a condutividade elétrica, mostraram-se relevantes no controle da comunidade cianofícea. Logo, o desenvolvimento de uma estratégia apropriada de gerenciamento de nutrientes é muito importante. Conforme Conley *et al.* (2009), em lagos dominados por

cianobactérias como aquelas do gênero *Microcystis*, comuns nos reservatórios do NEB (MOURA; ARAGÃO-TAVARES; AMORIM, 2018), as estratégias de redução da carga de nutrientes limitadas ao fósforo provavelmente falharão. O controle simultâneo de fósforo e nitrogênio é necessário para controlar efetivamente *Microcystis*. Nesse sentido, Xu *et al.* (2015) sugeriram que o estabelecimento de limiares de nutrientes, definidos como os níveis críticos de nitrogênio e fósforo que controlam uma mudança abrupta do domínio de cianobactérias, é uma abordagem prática e mais econômica para a gestão da eutrofização.

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O presente estudo analisou o nutriente limitante do processo de eutrofização em uma centena de reservatórios no semiárido brasileiro entre 2008 e 2017, fazendo uso de três modelos empíricos e de análise de regressão linear múltipla. Com base em dois desses modelos, o NT foi o fator preponderante para a produção algal em cerca de 60% dos reservatórios. Todavia, por ser mais abrangente, o critério de Carlson mostrou ainda forte limitação do crescimento algal em decorrência de fatores bióticos e abióticos. O NT também foi o nutriente que, estatisticamente, apresentou melhor causalidade com o crescimento fitoplanctônico (estimado em função da concentração de Chl *a*). Ou seja, o PT não é o principal nutriente limitante do fitoplâncton nos reservatórios avaliados.

Em relação à análise para os grandes reservatórios, o nutriente limitante variou conforme o período. Para o período úmido (2008–2012), a limitação do crescimento algal foi predominantemente pelo NT; para o período seco (2013–2017), essa limitação foi em decorrência do PT. Assim, considerados sob uma visão mais ampla, nossos resultados mostraram que a eutrofização tanto por nutrientes (NT e PT) quanto por outros fatores (como turbidez abiótica e/ou forrageamento) merecem consideração conforme os modelos testados. Dessa forma, ações que visem minimizar o processo de eutrofização devem avaliar cada reservatório de acordo com suas características. Há que se considerar,

ainda, novas perspectivas quanto ao manejo integrado entre quantidade e qualidade das águas, principalmente para os grandes reservatórios, nos quais muitas vezes essas demandas são antagônicas.

Por fim, com vistas ao gerenciamento da eutrofização, sugere-se:

- a adoção de medidas discriminatórias para reservatórios de diferentes estados tróficos, como a realização de ações de engenharia ambiental, com foco na redução concomitante da carga de fósforo e nitrogênio, e nesse sentido os açudes altamente eutróficos ora identificados deveriam ser priorizados; e a realização de ações preventivas de controle do processo de eutrofização em reservatórios mesotróficos;
- o estabelecimento de uma área experimental para definir os possíveis níveis críticos de nitrogênio e fósforo relacionados com florações de cianobactérias;
- a avaliação de diferentes mecanismos de controle do processo de eutrofização, por exemplo, a biomanipulação.

Nesse sentido, há que se reservar açudes de pequeno porte em diferentes bacias hidrográficas para estabelecer uma plataforma experimental limnológica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) (Processo PNE-0112-00042.01.00/16) o apoio financeiro

para a realização do presente trabalho. O terceiro autor agradece ao CNPq a bolsa de pós-doutorado júnior (Processo 155814/2018-4).

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M. de. O Semiárido cearense e suas águas. In: ANDRADE, E. M. de; PEREIRA, O.; DANTAS, E. (orgs.). *Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural*. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2016. p. 55-80.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, v. 91, n. 3, e20180441, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180441>
- ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 26-37, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159514>
- ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by mycrocystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, v. 181-182, p. 441-446, 2002. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00491-2)
- BACHMANN, R. W.; HORSBURGH, C. A.; HOYER, M. V.; MATARAZA, L. K.; CANFIELD JR., D. E. Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, v. 470, p. 219-234, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1015660922494>
- BARROS, M. U. G.; WILSON, A. E.; LEITÃO, J. I. R.; PEREIRA, S. P.; BULEY, R. P.; FERNANDEZ-FIGUEROA, E. G.; CAPELO NETO, J. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZÍDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. *Revista Agroambiente*, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v8i1.1362>
- BRACKEN, M. E. S.; HILLEBRAND, H.; BORER, E. T.; SEABLOOM, E. W.; CEBRIAN, J.; CLELAND, E. E.; ELSER, J. J.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; NGAI, J. T.; SMITH, J. E. Signatures of nutrient limitation and co-limitation: responses of autotroph internal nutrient concentrations to nitrogen and phosphorus additions. *Oikos*, v. 124, n. 2, p. 113-121, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/oik.01215>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357. *Diário Oficial da União*, n. 53, p. 58-63, 2005.
- BRASIL, J.; ATTAYDE, J. L.; VASCONCELOS, F. R.; DANTAS, D. D. F.; HUSZAR, V. L. M. Drought induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-015-2578-5>
- CAMPOS, J. N. B. Águas superficiais no semiárido brasileiro: desafios ao atendimento aos usos múltiplos. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. (orgs.). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 249-268.
- CARLSON, R. E. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. *Enhancing the States' Lake Management Programs*, p. 59-71, 1991.
- CARLSON, R. E.; HAVENS, K. E. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables. *Lake and Reservoir Management*, v. 21, n. 1, p. 107-118, 2005. <https://doi.org/10.1080/07438140509354418>

- CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum*, v. 35, n. 4, p. 505-511, 2013. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsi.v35i4.18261>
- COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). *Inventário Ambiental*. Fortaleza: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos, 2011.
- CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWART, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- COSTA, G. G. O. *Análise Multivariada Light: Sem Matemática*. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2016. v. 1.
- DE ARAÚJO, J. C.; BRONSTERT, A. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. *Water International*, v. 41, n. 2, p. 213-230, 2016. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1113077>
- DE ARAÚJO, J. C.; DÖLL, P.; GÜNTNER, A.; KROL, M.; ABREU, C. B. R.; HAUSCHILD, M.; MEDIONDO, E. M. Water Scarcity Under Scenarios for Global Climate Change and Regional Development in Semiarid Northeastern Brazil. *IWRA, Water International*, v. 29, n. 2, p. 209-220, 2004. <https://doi.org/10.1080/02508060408691770>
- DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- ESTEVEZ, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 375-445.
- FÁVERO, L. P. *Análise de dados: modelos de regressão com Excel, Stata e SPSS*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.
- FILSTRUP, C. T.; DOWNING, J. A. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*, v. 7, n. 4, p. 385-400, 2017. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1375176>
- FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1503.16>
- HAVENS, K. E. Secondary nitrogen limitation in a subtropical lake impacted by non-point source agricultural pollution. *Environmental Pollution*, v. 89, n. 3, p. 241-246, 1995. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00076-p](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00076-p)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e estados*. IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). *Anuário Estatístico do Ceará 2017: Recursos Naturais e Meio Ambiente*. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2017/territorio/recursos.htm>>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NÖGES, T.; NÖGES, P.; ATTAYDE, J. L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R. F.; FREITAS, F. R. S.; KERNAN, M.; SONDERGAARD, M.; BEKLIOGLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>

- KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin*, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>
- LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; SILVA, F. A. T. F. Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: The Castanhão Reservoir, Ceará State. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 2, supl. 1, p. 2073-2096, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820180085>
- LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 238f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LEE, J.; KIM, J. M.; KIM, D. S.; HWANG, S. J.; AN, K. G. Nutrients and chlorophyll a dynamics in a temperate reservoir influenced by Asian monsoon along with *in situ* nutrient enrichment bioassays. *Limnology*, v. 11, n. 1, p. 49-62, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10201-009-0289-1>
- LEWIS JR., W. M.; WURTSBAUGH, W. A.; PAERL, H. W. Rationale for Control of Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus to Reduce Eutrophication of Inland Waters. *Environmental Science Technology*, v. 45, n. 24, p. 10300-10305, 2011. <https://dx.doi.org/10.1021/es202401p>
- LI, J.; HANSSON, L.A.; PERSSON, K. Nutrient Control to Prevent the Occurrence of Cyanobacterial Blooms in a Eutrophic Lake in Southern Sweden, Used for Drinking Water Supp. *Water*, v. 10, n. 7, p. 919, 2018. <https://dx.doi.org/10.3390/w10070919>
- LIEBIG, J. Die chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. Veinegn: Braunschweig, 1840. 342 p. Disponível em: <http://www.deutschestextarchiv.de/book/view/liebig_agricultur_1840?p=39>. Acesso em: 3 jun. 2020.
- LIMA, P. F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a Brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015. <https://doi.org/10.4025/actasciobiols.v37i3.27160>
- LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; LIMA NETO, I. E. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, v. 92, n. 1, p. e20181169, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020181169>
- MATTHEWS, R.; HILLES, M.; PELLETIER, G. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. *Hydrobiologia*, v. 468, p. 107-121, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1015288519122>
- MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J.C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. *Journal of Soils and Sediments*, v. 14, p. 1216-1223, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0809-9>
- MINILLO, A.; CASALI, M. P.; ISIQUE, W. D.; LEITE, M. A.; ROCHA, O. Acumulação de microcistinas no mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* e riscos para a biota aquática. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 41, p. 42-57, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160051>
- MOLISANI, M. M.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; BARROSO, H. S.; MOREIRA, M. O. P.; BECKER, H.; REZENDE, C. E.; FRANCO, M. A. L.; FARIAS, E. G. G.; CAMARGO, P. B. Relative effects of nutrient emission from intensive cage aquaculture on the semiarid reservoir water quality. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 187, n. 11, p. 707-721, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4925-4>
- MOSS, B.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. L.; LIU, Z. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, v. 710, p. 3-21, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1033-0>

- MOURA, A. N.; ARAGÃO-TAVARES, N. K. C.; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. *Journal of Limnology*, v. 77, n. 2, p. 179-188, 2018. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1646>
- MOURA, D. S.; LIMA NETO, I. E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C. S. J.; APARECIDA DE MELO, M.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*, v. 246, p. 125686, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- NHIWATIWA, T.; WASSERMAN, R. J.; MASEKO, Z.; DALU, T. Identifying environmental drivers of chlorophyll-a dynamics in Austral subtropical ephemeral ecosystems. *Limnologica*, v. 74, p. 38-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.11.001>
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD, 2006.
- PACHECO, C. H. A.; CEBALLOS, B. S. O.; LIMA NETO, I. E. A regression analysis to determine the level of eutrophication of a reservoir in the Brazilian semiarid. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 9, n. 2, p. 274-289, 2016.
- PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. *Journal of Environmental Engineering*, v. 143, n. 12, p. 06017010, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001289](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001289)
- PAULINO, W. D.; OLIVEIRA, R. R. A.; AVELINO, F. F. Classificação do estado trófico para o gerenciamento de reservatórios no semiárido: a experiência da COGERH no estado Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013. *Anais...* Bento Gonçalves, 2013.
- PEREIRA, B.; MEDEIROS, P.; FRANCKE, T.; RAMALHO, G.; FOERSTER, S.; ARAÚJO, J. C. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density. *Hydrological Sciences Journal*, v. 64, n. 1, p. 66-79, 2019. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1566727>
- PHILLIPS, G.; PIETILÄINEN, O. P.; CARVALHO, L.; SOLIMINI, A.; LYCHE SOLHEIM, A.; CARDOSO, A. C. Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, v. 42, n. 2, p. 213-226, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9180-0>
- RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. *Revista DAE*, v. 66, n. 212, p. 61-79, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.023>
- RATTAN, K. J.; BLUKACZ-RICHARDS, E. A.; YATES, A. G.; CULP, J. M.; CHAMBER, P. A. Hydrological variability affects particulate nitrogen and phosphorus in streams of the Northern Great Plains. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 21, p. 110-125, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.12.008>
- REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.
- ROCHA JÚNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, e106, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2117>
- ROCHA, S. M. G.; MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. Análise e modelagem das relações entre nutrientes e fitoplâncton em reservatórios do Ceará. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 54, p. 134-147, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190536>
- SALAMEH, E.; HARAHSEH, S. Eutrophication Processes in Arid Climates. In: ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; LANZA, G. R.; RAST, W. (orgs.). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. San Marcos: Springer Science + Business Media B.V., 2011. p. 69-90. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8>

- SALAS, H. J.; MARTINO, P. *Metodologías Simplificadas Para La Evaluación De Eutroficación En Lagos Cálidos Tropicales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), 2001. 63 p.
- SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; AGUIAR, J. E.; CHALLAR, G.; SILVA, F. A. T. F.; LACERDA, L. D. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian Northeast region under intense drought conditions. *Journal Of Limnology*, v. 76, n. 1, p. 41-51, 2017. <https://doi.org/10.4081/Jlimnol.2016.1433>
- SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E.M.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. *Revista Ciência Agronômica*, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902014000100005>
- SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 279, n. 1746, p. 4322-4333, 2012. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>
- SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-years whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- SMITH, V. H. Eutrophication. *Encyclopedia of Inland Waters*, v. 3, p. 61-73, 2009.
- SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, v. 221, n. 4611, p. 669-771, 1983. <https://doi.org/10.1126/science.221.4611.669>
- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W. C.; HUSZAR, V. L. M. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*, v. 42, n. 3, p. 197-203, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>
- STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 12, p. 2443-2452, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01013.x>
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (SUDENE). *Nova delimitação Semiárido*. Brasília: Coordenação Geral de Estudos e Pesquisas, Avaliação, Tecnologia e Inovação, 2017. 63 p.
- TAMMINEN, T.; ANDERSEN, T. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Seagradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, v. 340, p. 121-138, 2007. <https://doi.org/10.3354/meps340121>
- TEIXEIRA, L. H.; ATTAYDE, J. L. Synergistic effects between omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on algal biomass. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27, n. 2, p. 223-227, 2015. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X6913>
- TOLEDO JR., A. P. *Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990. 12 p. (Relatório Interno CETESB.).
- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983. *Anais...* Camboriú, 1983, p. 1-34.
- VERAART, A. J.; KLEIN, J. J. M.; SCHEFFER, M. Warming can boost denitrification disproportionately due to altered oxygen dynamics. *PloS One*, v. 6, n. 3, e18508, 2011. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0018508>

- VIANA, R. B.; CAVALCANTE, R. M.; BRAGA, F. M. G.; VIANA, A. B.; ARAÚJO, J. C.; NASCIMENTO, R. F.; PIMENTEL, A. S. Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 151, p. 317-325, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0273-y>
- VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 402-407, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400007>
- WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. *Progress in Natural Science*, v. 19, n. 10, p. 1445-1451, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.03.009>
- WANG, L.; LIU, L.; ZHENG, B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 25, n. 5, p. 962-970, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60120-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60120-X)
- WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3 ed. San Diego: Academic Press/Elsevier, 2001. 1006 p.
- WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; NASCIMENTO, A. T. P.; ARAÚJO, J. C. O sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa/Paraíba. *Anais...* João Pessoa, 2014. CD-ROM.
- WIEGAND, M. C.; NASCIMENTO, A. T. P.; COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Trophic state changes of Brazilian semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. *Journal of Arid Environments*, no prelo.
- WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; ARAÚJO, J. C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21 n. 2, p. 415-424, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016139527>
- WITHERS, P. J. A.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? *Sustainability*, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, 2014. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- XU, Y.; CAI, Q.; HAN, X.; SHAO, M.; LIU, R. Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. *Environmental Monitoring*, v. 169, n. 1-4, p. 237-248, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1165-5>
- XU, H.; PAERL, H. W.; QIN, B.; ZHU, G.; HALL, N. S.; WU, Y. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science Technology*, v. 49, n. 2, p. 1051-1059, 2015. <https://doi.org/10.1021/es503744q>
- YANG, X.; WU, X.; HAO, H.; HE, Z. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, v. 9, n. 3, p. 197-209, 2008. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- ZHANG, X.; MEI, X.; GULATI, D. Effects of omnivorous tilapia on water turbidity and primary production dynamics in shallow lakes: implications for ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 27, p. 245-254, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9458-6>



FLUXO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUA EM ALUVIÃO DO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO PARA ABASTECIMENTO DE PEQUENAS COMUNIDADES

WATER FLOW AND STORAGE IN ALLUVIUM AT PERNAMBUCO SEMIARID FOR SUPPLYING SMALL COMMUNITIES

Wendell José Soares dos Santos 

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) – Recife (PE), Brasil.

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva 

Doutor em Engenharia Civil, UFPE. Professor do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECIV) e do PPGEC, UFPE – Recife (PE), Brasil.

Artur Paiva Coutinho 

Doutor em Engenharia Civil, UFPE. Professor do Núcleo de Tecnologia (NT) do Centro Acadêmico do Agreste (CAA), UFPE – Caruaru (PE), Brasil.

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral 

PhD em Engenharia Civil, Wessex Institute of Technology. Professor, Universidade de Pernambuco (UPE) e do PPGEC, UFPE – Recife (PE), Brasil.

Endereço para correspondência:

Wendell José Soares dos Santos – Avenida da Arquitetura, s/n – Cidade Universitária – CEP: 50.740-550 – Recife (PE), Brasil – E-mail: wendell_sant@hotmail.com

Recebido em: 05/12/2019

Aceito em: 01/05/2020

RESUMO

A Região Nordeste tem grande parte do seu território inserida no semiárido, que é caracterizado por níveis pluviométricos anuais relativamente baixos, e onde a situação de acesso à água é agravada nas zonas rurais com o abastecimento convencional deficitário. Uma das alternativas para essas regiões é a utilização da água subterrânea, porém muitas vezes esses mananciais são explorados sem conhecimento do seu comportamento. Para auxiliar os gestores a entender e gerenciar melhor os aquíferos, faz-se uso de modelos computacionais que representam a situação do ambiente real. O presente trabalho objetivou avaliar o acúmulo de água na aluvião em um trecho de rio dessa região e desenvolver um modelo numérico de fluxo subterrâneo do meio poroso. Foram realizados testes de infiltração com o método Beerkan em três pontos da área de estudo com coletas para análise granulométrica do solo, onde foi possível obter a curva granulométrica e os parâmetros hidrodinâmicos e construir as curvas de infiltração, de retenção de água e de condutividade hidráulica do solo. Caracterizou-se o solo como preponderantemente arenoso, com tempo de infiltração variando com a profundidade, e seus valores médios de condutividade hidráulica e de umidade saturada foram de $1,84 \times 10^{-4}$ m/s e 0,44, respectivamente. O solo apresentou baixa capacidade de retenção para os pontos ensaiados. Construiu-se um modelo da aluvião utilizando o programa computacional Visual MODFLOW, e, com o monitoramento dos níveis de água, alcançou-se um modelo numérico satisfatório. Os resultados obtidos por mapas potenciométricos de cargas hidráulicas ajustaram-se às observações. Também foi possível observar o rebaixamento do lençol freático, apresentando situação crítica em cenários futuros, com o prolongamento da estiagem.

Palavras-chave: visual MODFLOW; método Beerkan; modelo numérico.

ABSTRACT

The Northeastern region has a large part of its territory inserted in the semi-arid region, which is characterized by relatively low annual rainfall levels and where the situation of access to water is aggravated in rural areas with deficient conventional supply. One of the alternatives for these regions is the use of groundwater, but these springs are often exploited without knowledge of their behavior. In order to help managers better understand and manage aquifers, computational models are used, which represent the situation of the real environment. The present work aimed to evaluate the accumulation of water in the alluvium in a river stretch in this region, and to develop a numerical model of underground flow of the porous medium. Infiltration tests were performed with the Beerkan method at three points in the study area, with collections for granulometric analysis of the soil, where it was possible to obtain: the granulometric curve, the hydrodynamic parameters and to build the infiltration, water retention, and hydraulic conductivity curves. The soil was characterized as predominantly sandy, with infiltration time varying with the depth, where the average value of hydraulic conductivity and saturated humidity was 1.84×10^{-4} m/s and 0.44, respectively. The soil presented a low retention capacity for the tested points. An alluvial model was built using the Visual Modflow software and the monitoring of water levels was achieved with a satisfactory numerical model. The results obtained by potentiometric maps of hydraulic heads adjusted the observations. It was also possible to observe a lowering of the water table, presenting a critical situation in future scenarios with the prolongation of the drought.

Keywords: visual MODFLOW; Beerkan method; numerical model.

INTRODUÇÃO

Problemática e justificativa

Na área de recursos hídricos, existe o grande desafio para os próximos anos de garantir o atendimento das demandas na quantidade necessária e com a qualidade apropriada, além da preservação das águas, que vem sofrendo grandes prejuízos em virtude da poluição descontrolada (TEIXEIRA; PORTO, 2018).

O desenvolvimento da agricultura e da indústria e a diversificação dos usos múltiplos da água trouxeram novos tipos de apropriação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, produzindo estresse hídrico (conflito crescente entre os diversos usos da água) ou a escassez de água (desequilíbrio entre disponibilidade e demanda) (TUNDISI, 2014).

Segundo Costa e Cirilo (2011), o Brasil apresenta uma disponibilidade hídrica privilegiada, possuindo mais da metade da água da América do Sul e 13,8% do total mundial, porém tem problemas como a má distribuição desses recursos, sendo afetado tanto pela escassez quanto pela abundância, bem como pela degradação dos recursos hídricos por meio da poluição doméstica e industrial.

A região semiárida brasileira é cada vez mais impactada pela escassez de água, e simultaneamente o crescimento econômico alavancado pelo setor agrícola depende diretamente de água para irrigação (SILVA; FIGUEIREDO; MORAES, 2015). Segundo Montenegro *et al.* (2005), ela enfrenta cenários de secas frequentes, distribuição irregular de terras e pobreza rural. A média da precipitação total anual está em torno de 500 mm, dos quais cerca de 80% ocorrem em um pequeno intervalo de tempo de quatro meses (denominado quadra chuvosa).

Pernambuco é o estado brasileiro que apresenta a menor disponibilidade *per capita* de água do país, situação agravada por 90% de seu território estar situado no semiárido (ANA, 2002). A pouca chuva concentra-se em alguns meses do ano, e a evaporação dificulta a conservação da água acumulada nos açudes. Situação caótica estabelece-se nas populações rurais difusas, onde a fonte de água deve ser local, por ser inviável um sistema de abastecimento de água por canalização, como acontece em áreas urbanas. A captação em poços escavados em aluviões ou o complemento das barragens subterrâneas são uma alternativa para o acesso a água,

principalmente durante períodos de estiagem (SANTOS; PAIVA; SILVA, 2016), porém captam a água sem conhecer quanto o manancial pode oferecer e como otimizar a conservação dessa água, além de não testarem alternativas de captação.

À vista disso, compreender como se comporta o fluxo nos depósitos aluvionares se torna fundamental para melhor gerenciamento desse recurso disponível. Uma ferramenta utilizada para estudar o meio subterrâneo e entender o seu comportamento é a criação de modelos computacionais capazes de representar o meio real, podendo objetivar a interpretação e previsão, como avaliar se haverá quantidade suficiente de água e até sua qualidade.

Existem diversos programas computacionais que desenvolvem modelos matemáticos de fluxo subterrâneo, sendo o MODFLOW a referência mundial. Diferentes programas computacionais foram desenvolvidos com o uso do código computacional MODFLOW, em diversos países, como mostram as pesquisas de Lukjan, Swasdi e Chalermyanont (2016), Xi-Yang, Feng e Yan (2018), Khat-tabi *et al.* (2018), Sathish, Mohamed e Klammler (2018), Fang *et al.* (2019), Mao *et al.* (2019), Klaas *et al.* (2020), Ochoa *et al.* (2020) e Zeinali, Azari e Heidari (2020).

Mooers *et al.* (2018) usaram MODFLOW em uma região desértica árida na bacia de Chuckwalla, nos Estados Unidos da América (EUA), para determinar a recarga natural do aquífero e avaliar o fluxo subterrâneo sob bombeamento, sendo observados grandes gradientes hidráulicos e uma lenta recuperação da água subterrânea.

Ehtiat, Mousavi e Srinivasan (2018) desenvolverem um modelo do sistema aquífero Dehloran, localizado na árida região oeste do Irã, integrando o SWAT para estimativa de recarga com MODFLOW, a fim de avaliar o comportamento do fluxo subterrâneo diante das mudanças no uso do solo, no sistema de irrigação e nos bombeamentos, mostrando a importância do desenvolvimento da modelagem integrada para a interação de águas superficiais e subterrâneas.

Uma abordagem integrada do MODFLOW, do Sistema de Informação Geográfica e do modelo de elevação digital foi explorada por Rossman, Zlotnik e Rowe (2019) para simular a dinâmica de milhares de lagos alimen-

tados por água subterrânea em região semiárida nos Sand Hills, em Nebraska (EUA), sob as mudanças de recargas gerenciadas.

D’Oria e Zanini (2019) avaliaram a heterogeneidade hidráulica do aquífero aluvial sob uma barragem contra inundações e sua área à jusante no norte da Itália. Utilizaram o MODFLOW para analisar a interação rio-aquífero em diferentes cenários de inundações. Assim, uma região que vem sofrendo há muito com a escassez de água, decorrente do período de estiagem de 2012 até 2019, é a zona rural de Santa Cruz do Capi-

baribe, em Pernambuco, que se localiza no trecho superior da bacia do rio Capibaribe, desde a barragem de Poço Fundo até próximo à zona urbana, onde a população ribeirinha faz uso da água armazenada na aluvião, que é usada principalmente para a dessedentação de pequenas criações de animais e também para a agricultura familiar. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o acúmulo de água e o comportamento do fluxo subterrâneo em um trecho do alto rio Capibaribe, no semiárido pernambucano, para melhor gerenciamento do recurso hídrico disponível na área de estudo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está localizada na bacia hidrográfica do rio Capibaribe (Figura 1), mais precisamente no alto rio Capibaribe. Seu trecho possui extensão de 79 quilô-

metros, entre as primeiras nascentes, em Poção (PE), e a cidade de Santa Cruz do Capibaribe. Assim, abrange quatro municípios: Poção, Jataúba (PE), Brejo da Ma-

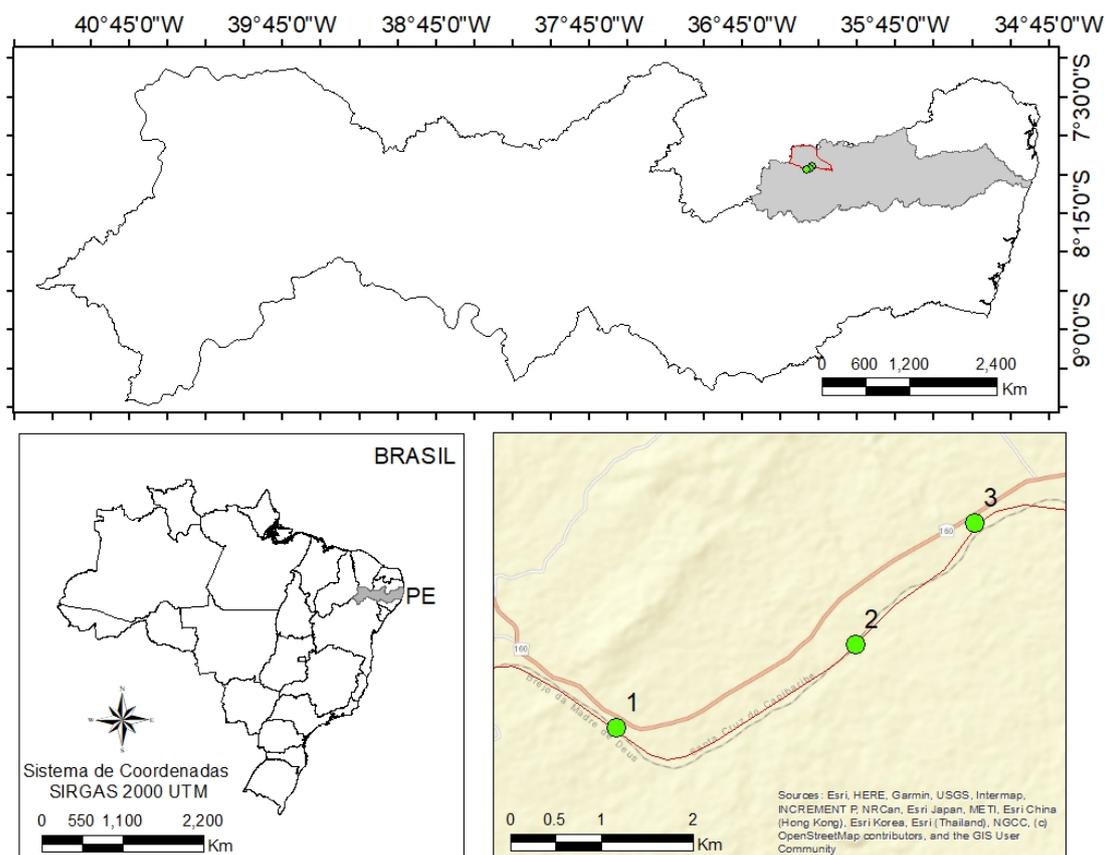


Figura 1 – Localização da área de estudo no trecho superior da bacia do rio Capibaribe.

dre de Deus (PE) e Santa Cruz do Capibaribe, todos no Polígono das Secas (PAIVA *et al.*, 2014).

O projeto Águas de Areias, desenvolvido na bacia do alto rio Capibaribe, dividiu sua extensão em três trechos. O trecho da nascente até a área inundável da barragem de Poço Fundo (Trecho 1 no projeto, com extensão de cerca de 60 km) tem características de brejo de altitude e apresenta melhores condições de acúmulo da água, sendo uma área de maior exploração para agricultura. O Trecho 2, com 10 km de extensão, é a área inundável da barragem Poço Fundo e

Método Beerkan

A aplicação da metodologia Beerkan, descrita por Souza (2005), encontra-se dividida em duas etapas: os testes de infiltração e a coleta de amostras e os ensaios de laboratório.

No trabalho experimental, objetivou-se medir as propriedades físico-hídricas em três pontos selecionados no trecho da área de estudo em profundidades diferentes em cada ponto, para a análise da variabilidade espacial desses solos. Os pontos foram selecionados de forma aproximadamente equidistante, a fim de se ter melhor representatividade da área, sendo o Ponto 1 (P1) (794.215 m E e 9.118.453 m S UTM) mais à montante do rio, o Ponto 2 (P2) (796.732 m E e 9.119.472 m S UTM) na região intermediária e o Ponto 3 (P3) (798.549 m E e 9.120.967 m S UTM) mais a jusante (Figura 2). Aproveitando o relevo do solo, os ensaios foram realizados no Ponto 1 na superfície e nas profundidades de 0,30 e 0,60 m, no Ponto 2 nas profundidades de 0,70 e 3,00 m e no Ponto 3 apenas na profundidade de 3,80 m.

Realizaram-se ensaios de infiltração aplicando-se o método Beerkan e coletas de solos em cada ponto de ensaio (Figura 3). O ensaio realizado consistiu em um

Monitoramento dos níveis de água

Para o acompanhamento dos processos de fluxo subterrâneo, faz-se necessário um monitoramento quantitativo dos níveis de água. Realizou-se o monitoramento mensal, com medidor de nível com sensor elétrico, durante dez

Modelagem da área de estudo

A área modelada está localizada em Santa Cruz do Capibaribe, inserida geograficamente na bacia do rio Capibaribe. É uma região plana em altitudes elevadas (cotas variando de 440,0 a 450,0 m), entrecor-

não possui poços amazonas. Nessa área faz-se uso da água superficial diretamente na barragem, e é necessário buscar água em maiores distâncias nos períodos de seca. O Trecho 3, com cerca de 9 km de extensão, possui boa aluvião para exploração de água; dessa forma, praticamente todos os moradores às margens do rio possuem seu poço amazonas (PAIVA *et al.*, 2015). A presente pesquisa situou-se exclusivamente no Trecho 3 do alto Capibaribe, que começa logo após a barragem de Poço Fundo e vai até as proximidades da zona urbana da cidade de Santa Cruz do Capibaribe.

simple teste de infiltração tridimensional com carga de superfície positiva (*hsup*), executado com um infiltrômetro de anel simples de 15 cm de diâmetro. Nos pontos, foram coletadas amostras de solo, deformadas e indeformadas, para determinação da umidade (inicial e final), densidade, porosidade, curva de retenção da água no solo e curva de distribuição do diâmetro das partículas. As amostras indeformadas foram retiradas por meio do extrator de Uhland com cilindros de policloreto de vinila de 50 mm de diâmetro e 50 mm de altura para o cálculo da massa específica do solo. Esses valores foram utilizados para a aplicação da metodologia Beerkan.

Após os ensaios de campo, foram determinados os parâmetros do solo em laboratório. As amostras de solo coletadas foram levadas ao Laboratório de Física do Solo do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, para determinação da umidade gravimétrica inicial e final e da massa específica do solo.

A análise granulométrica foi realizada a fim de identificar o solo com base nas partículas que o constituem, a qual consistiu em conhecer a distribuição granulométrica dos grãos do solo.

meses, observando as possíveis variações sazonais em três poços amazonas de captação já existentes no local. Na Tabela 1, podem-se observar os dados dos poços monitorados, e na Figura 4, observa-se o Poço de Observação 2.

tada pelo rio Capibaribe. Constitui um retângulo de 3,15 por 5,65 quilômetros, limitado pelas coordenadas UTM 794.000 m a 799.650 m E e 9.118.300 m a 9.121.450 m S (Figura 2).

Características do modelo

A área de estudo é composta de uma aluvião de 6 km ao longo do leito seco do rio Capibaribe. Por meio de um levantamento altimétrico feito com sistema de posicionamento global geodésico por todo o eixo da

aluvião, Cabral *et al.* (2016) avaliaram a topografia longitudinal que pode ser observada na Figura 5, cuja extensão vai de 0 m (ponto mais a jusante) a 6 km (ponto mais à montante), com cota variando de 443 a 450 m.



Figura 2 – Localização dos pontos do teste de infiltração.



Figura 3 – Teste de infiltração para aplicação do método Beerkan.

Tabela 1 – Localização e dados dos poços monitorados.

Poço	Coordenadas (UTM)		Diâmetro (m)	Profundidade (m)	Cota (m)
1	7°57'56,0" S	36°19'55,5" O	3,40	3,75	452,64
2	7°57'26,5" S	36°18'30,8" O	1,50	3,60	450,83
3	7°56'43,4" S	36°17'48,6" O	1,50	3,20	446,23

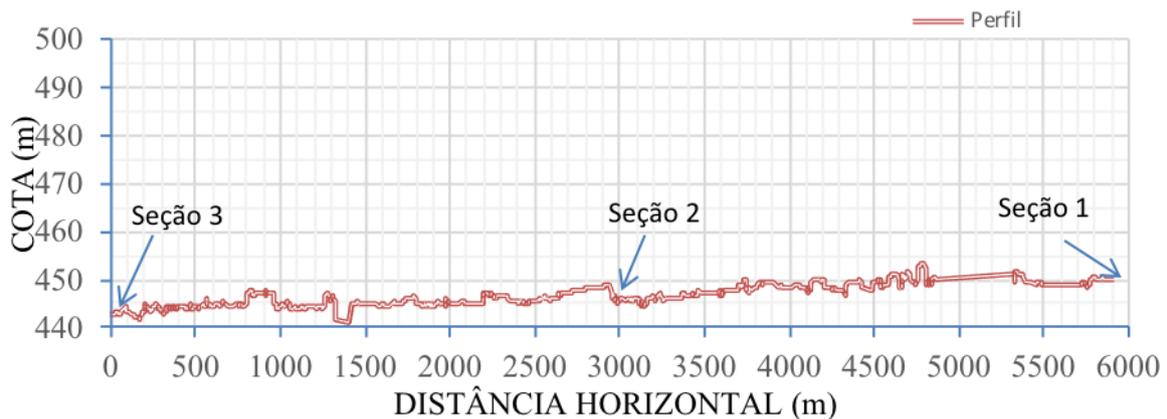
Cabral *et al.* (2016) também realizaram o levantamento em três seções transversais, escolhidas de modo a caracterizar as extremidades e a região intermediária do trecho. A extremidade mais à jusante (Seção 3) possui largura aproximada de 120 m; já a região intermediária (Seção 2) e a extremidade mais à montante (Seção 1) possuem 50 m de largura, aproximadamente. Observou-se que no trecho da área estudada, na região mais a jusante, a aluvião tem es-

pessura em torno de 3 m. No meio do trecho o valor médio para a espessura é de 3,70 m. Já na região mais à montante a média é de 3,40 m.

No modelo computacional, como foi observado que a aluvião é basicamente constituída de unidades arenosas, considerou-se um sistema com uma única camada, estando limitada superiormente pela superfície da aluvião e inferiormente pelo embasamento cristalino.



Figura 4 – Poço de Observação 2, em momento de monitoramento.



FORTE: CABRAL ET AL. (2016).

Figura 5 – Perfil longitudinal altimétrico da aluvião do Trecho 3 do alto rio Capibaribe.

As cotas de superfície do terreno foram tomadas pela interpolação linear do perfil litológico apresentado na Figura 5. Já as cotas para base do aquífero foram tomadas analisando as espessuras médias consideradas por Silva (2015), e também se realizou uma interpolação dos valores de espessura entre a região mais à montante para a região intermediária, e desta para a região mais a jusante.

Para a construção do modelo de fluxo é necessária a resolução da Equação 1, que representa o fluxo do meio poroso.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R_v = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

Em que:

R_v = o fluxo volumétrico por unidade de volume (fontes ou sumidouros);

K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} = a condutividade hidráulica nas direções principais (com isso, o tensor de condutividade hidráulica reduz-se a três componentes);

Discretização do modelo

O modelo conceitual foi discretizado em uma malha constituída de 74 linhas e 122 colunas, com total de 9.028 células de dimensões 50 x 50 m, 25 x 25 m e 25 x 50 m (Figura 6).

Foram encontrados 43 poços registrados no Trecho 3 do alto rio Capibaribe, conforme as informações dos poços retiradas do Projeto Águas de Areia (PAIVA *et al.*, 2014). No entanto, ao refinar as informações dos 43 poços existentes, alguns se encontram inativos, outros não se encontram no leito do rio, e sobre outros não se tinham informações. Desse modo, foram utilizados 28 poços, sobre os quais foi possível obter informações mínimas para inserção no modelo. A Figura 6 mostra em três dimensões os poços inseridos na aluvião no modelo construído. Porém houve a necessidade de inserir poços adicionais que representassem as vazões dos poços sobre os quais não se tinham informações, mas que contribuíam para as retiradas de água na aluvião. Assim, foram inseridos cinco poços, distribuídos ao longo da aluvião, onde se estimaram as vazões dos diversos poços que influenciavam no fluxo do aquífero.

S_s = o coeficiente de armazenamento específico.

Existem vários programas para resolução da Equação 1, sendo o MODFLOW (modelo de fluxo de água subterrânea em diferenças finitas modular) o mais conhecido. Segundo McDonald e Harbaugh (1988), MODFLOW é um programa de computador que simula o fluxo de água subterrânea tridimensional por um meio poroso usando um método de diferenças finitas. Ele foi desenvolvido pela United States Geological Survey em 1984, e com o decorrer dos anos foram surgindo outras versões, como MODFLOW-88 e MODFLOW-96, nas quais novos pacotes para gerenciamento do modelo foram adicionados. Ao longo dos anos novas atualizações foram lançadas.

O programa computacional utilizado para a construção do modelo foi o Visual MODFLOW, programa comercial, apresentando visualização dos resultados em 2D e 3D. Ele utiliza o código MODFLOW e permite a utilização de pacotes adicionais, possuindo interface gráfica de fácil utilização, que é dividida em três seções: entrada, execução e saída.

Para os valores de vazão que é extraída de cada um, considerou-se um volume referente à evaporação nos poços que não possuíam tampa, visto que a área do poço descoberto está sujeita à evaporação potencial na região. Consideraram-se os valores de evaporação potencial obtidos no Projeto Águas de Areia no ano de 2015 (Tabela 2).

As cargas hidráulicas iniciais foram obtidas com medidas de níveis estáticos dos poços de observação e interpoladas linearmente onde não se tinham medidas (Figura 7). Relativo às condições de contorno, considerou-se o aquífero aluvial como: livre, homogêneo e isotrópico.

Como as fronteiras laterais são definidas pelo contato aquífero aluvial–cristalino, as células situadas no cristalino recebem o *status* de inativas (células verdes-lodo), pois não há fluxo, enquanto as situadas no aquífero aluvial recebem o *status* de ativas (células brancas), uma vez que há condição de fluxo. A recarga em uma das fronteiras permeáveis é considerada, assim como a ocorrência de fluxo atravessando a outra fronteira (Figura 8).

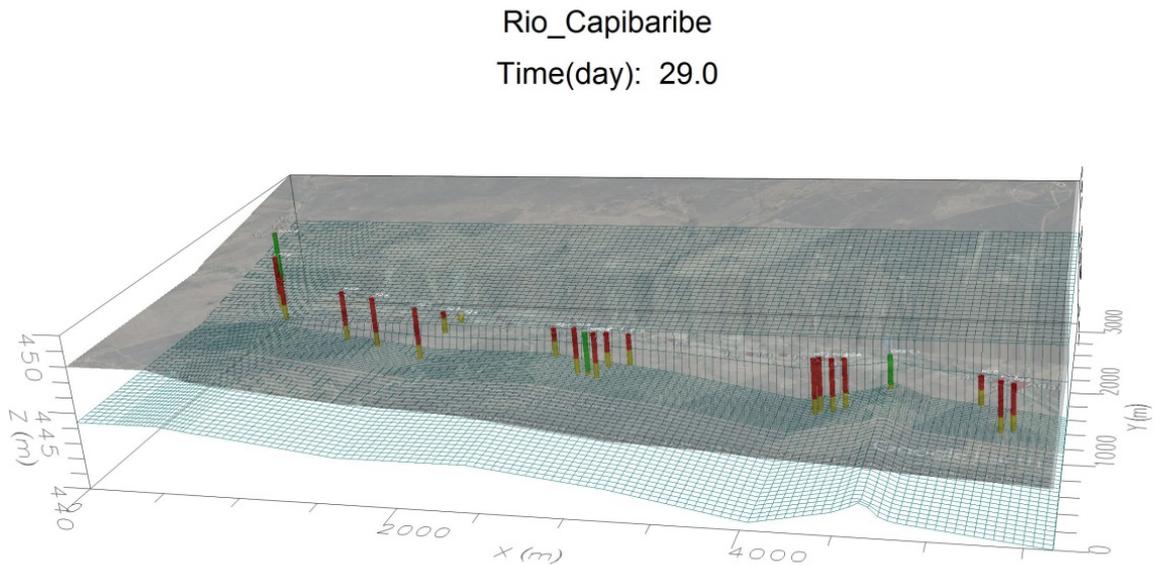


Figura 6 – Imagem tridimensional do modelo com indicação dos poços inseridos na área de estudo.

Tabela 2 – Dados de evaporação potencial no ano de 2015 na área de estudo.

Mês	Evaporação potencial (mm)
Janeiro	200,8
Fevereiro	168,7
Março	170,8
Abril	153,9
Maio	136,1
Junho	65,0
Julho	62,7
Agosto	106,0
Setembro	151,2
Outubro	180,9
Novembro	205,5
Dezembro	189,1
Total	1421,2

FONTE: BRAGA ET AL. (2016).

Nas fronteiras permeáveis de montante e jusante, as células ativadas são definidas com cargas hidráulicas constantes durante um período de simulação e que mudam de um período a outro. Antes de definir o valor de carga hidráulica nessas células, verificou-se se este era maior que a cota do embasamento cristalino. Caso contrário, essa carga não era considerada, pois a célula estava seca (Figura 8).

Quanto à recarga, foram coletados os dados de precipitação da Agência Pernambucana de Águas e Climas (APAC, 2017) entre janeiro e dezembro de 2016 (Tabela 3) do posto de Jataúba (120), que se situa à montante da área de estudo, sendo o que melhor representa o trecho estudado.

Quanto aos parâmetros hidrodinâmicos, a condutividade hidráulica saturada foi obtida pela metodologia BEST. Consideraram-se para o modelo uma condutividade hidráulica de $1,84 \times 10^{-4}$ m/s, o armazenamento específico de 1×10^{-5} m⁻¹, a porosidade eficaz de 0,2 e o rendimento específico de 0,2.

O tempo de partida (tempo = 0 dia) para a modelagem foi 17 de março de 2016, sendo simulado até 24 de janeiro de 2017 (tempo = 313 dias). Esse é um período razoável para o estudo do problema, no qual se dispunha de informações dos níveis de água dos poços observados.

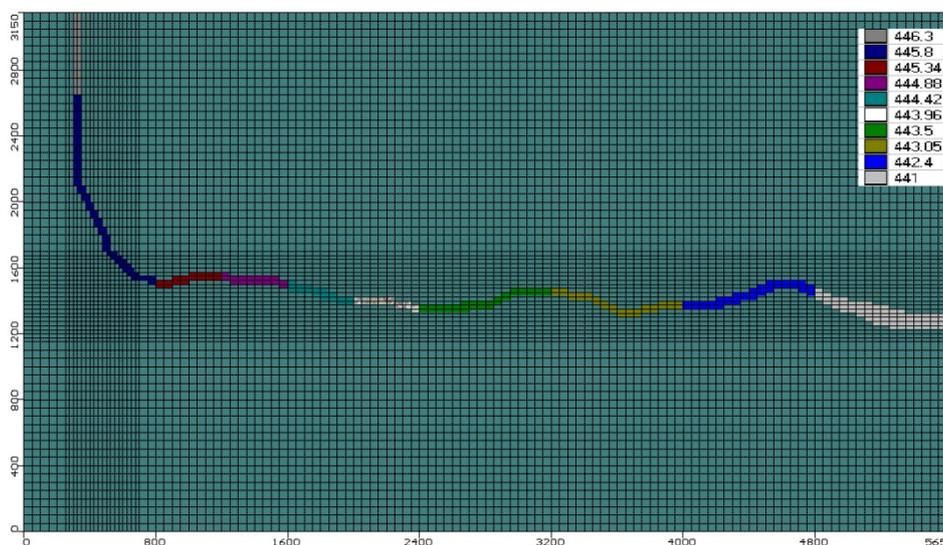


Figura 7 – Cargas hidráulicas iniciais do modelo computacional em metros.

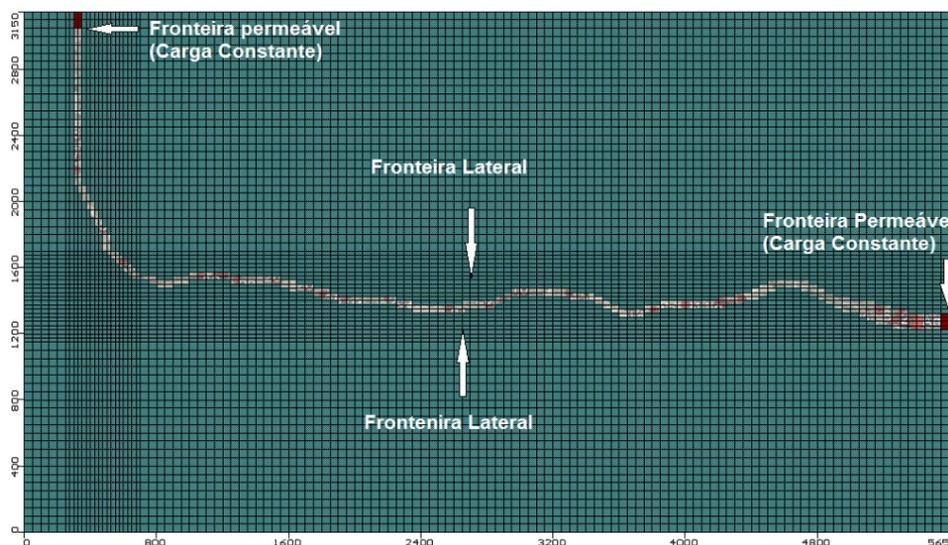


Figura 8 – Condições de contorno para o modelo.

Com o modelo já construído, realizou-se a simulação para compreender o comportamento do fluxo de água subterrânea, e os resultados do modelo foram comparados com os dados de campo para analisar a representatividade do modelo.

Com o modelo já calibrado foram simulados cenários futuros, considerando que o sistema perma-

neceu nas mesmas condições de bombeamento e que não houve precipitação para analisar situações críticas de estiagem. Dessa forma foram definidos dois cenários:

- um ano depois (até dezembro de 2017);
- três anos depois (até dezembro de 2019).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Características físicas do solo

Os resultados dos ensaios de granulometria do conjunto de amostras dos três pontos (P1, P2 e P3) estão representados na Tabela 4, com as suas respectivas porcentagens de areia, silte e argila. Foram classificados de acordo com o diagrama triangular (USDA, 1967), que é adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência dos Solos. Podem-se observar as seis amostras plotadas na Figura 9 de acordo com suas classes texturais, que se distribuíram entre franco-arenoso, areia franca e areia.

Na Figura 10 é apresentada a curva granulométrica nos três pontos ensaiados. Verifica-se que as classificações

granulométricas são semelhantes, pois as frações granulométricas em areia/silte/argila apresentam pouca variabilidade. Nos três pontos estudados, observa-se que as porcentagens de areia apresentam percentual maior que 80%, com exceção da amostra superficial no Ponto 1. Além disso, nota-se que as curvas granulométricas para as profundidades apresentam formatos similares. Essa condição da curva indica que as amostras apresentam características texturais semelhantes, sugerindo que quase não existe heterogeneidade textural da aluvião ao longo da profundidade. Tal condição é uma característica das aluviões.

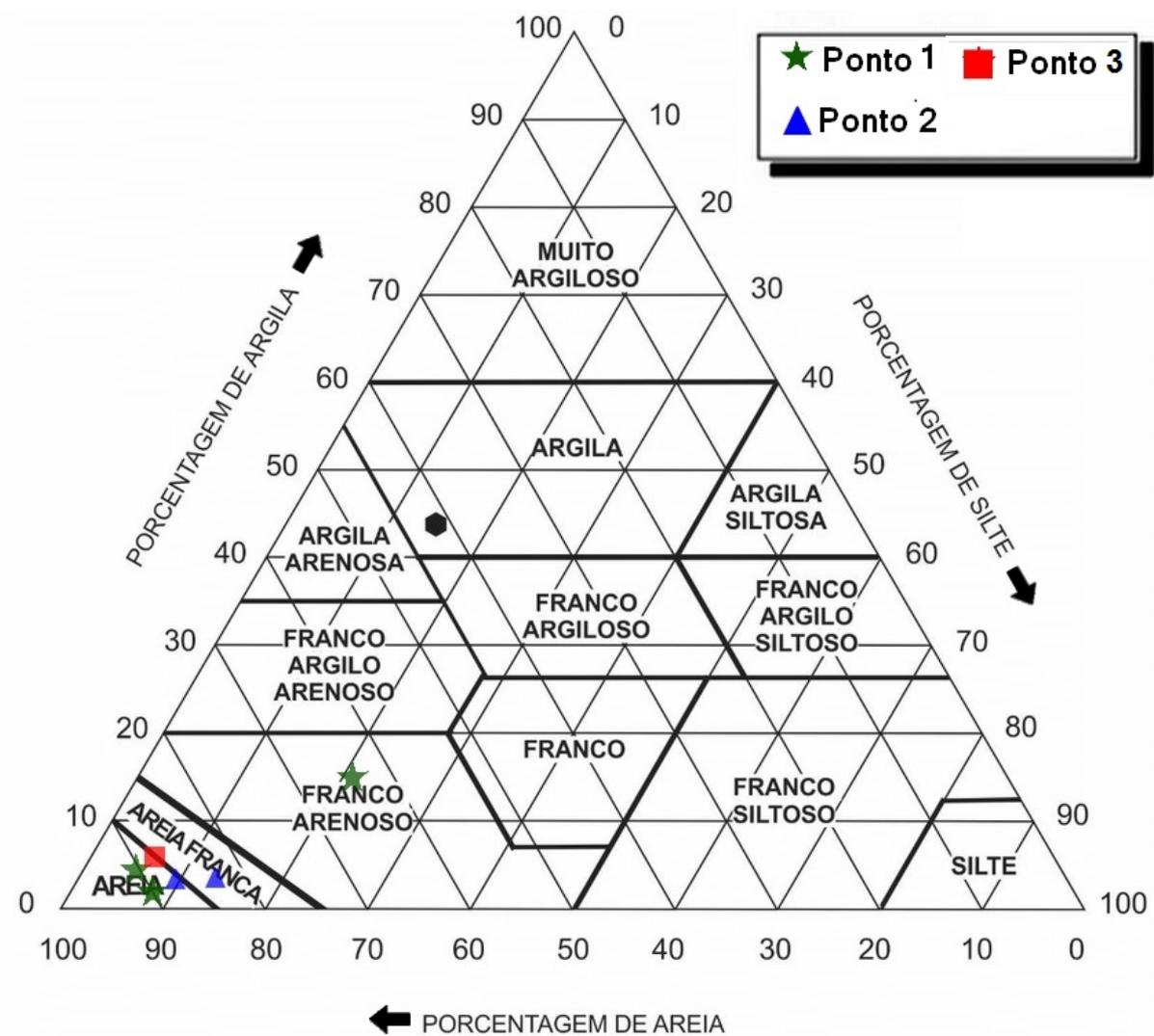
Tabela 3 – Dados de precipitação da área de estudo, Posto 20 Jataúba (PE), no ano de 2016.

Mês	Precipitação (mm)
Janeiro	146
Fevereiro	25
Março	15
Abril	0
Maió	14
Junho	11
Julho	0
Agosto	0
Setembro	1
Outubro	0
Novembro	0
Dezembro	4
TOTAL	216

FONTE: APAC (2017).

Tabela 4 – Percentuais de areia, silte e argila nos três pontos analisados.

	Profundidade (m)	% Areia	% Silte	% Argila	Classificação
Ponto 1	Superficial	65,68	20,25	14,07	Franco-arenoso
	0,30	89,71	5,60	4,69	Areia
	0,60	90,52	4,79	4,69	Areia
Ponto 2	0,70	80,26	15,05	4,69	Areia Franca
	3,00	89,06	7,42	3,52	Areia
Ponto 3	3,80	89,65	5,67	4,69	Areia



FONTE: ADAPTADO DO DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA DOS ESTADOS UNIDOS (1967).

Figura 9 – Triângulo textural do solo.

Comportamento do solo nos ensaios de infiltração

As curvas de infiltração são ilustradas na Figura 11. Percebe-se que os tempos de infiltração variam em função das classes texturais e estruturais do fluxo de água. A duração média do ensaio no solo tipo franco-arenoso foi de

4.248 segundos para uma lâmina de 71,3 mm. Na areia franca foi de 793 segundos para o total de 118,84 mm de lâmina acumulada média, e na areia foi de 353 segundos para uma lâmina acumulada média de 108,2 mm.

Método Beerkan

Só foi possível executar o modelo BEST no Ponto 3 na profundidade de 3,80 m e no Ponto 2 na profundidade de 0,70 m. Nas outras profundidades e no Ponto 1 não foi possível em razão do tempo de infiltração, que foi muito rápido.

Os parâmetros de forma da curva de retenção e da curva de condutividade hidráulica, que dependem da textura do solo para a área de estudo, são apresentados na Tabela 5. O parâmetro n relaciona-se com a distri-

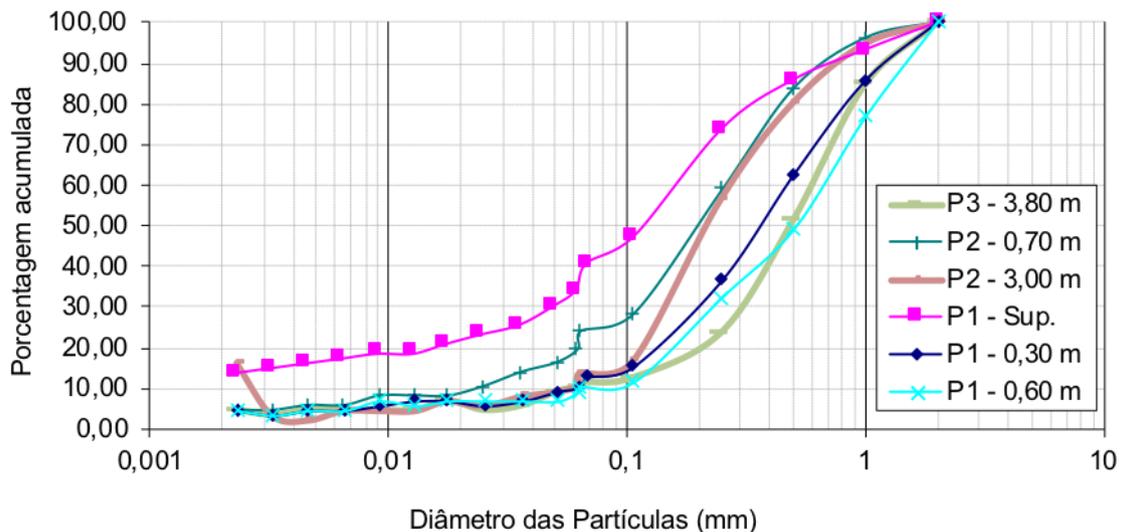


Figura 10 – Curva de distribuição do tamanho das partículas para os três pontos analisados.

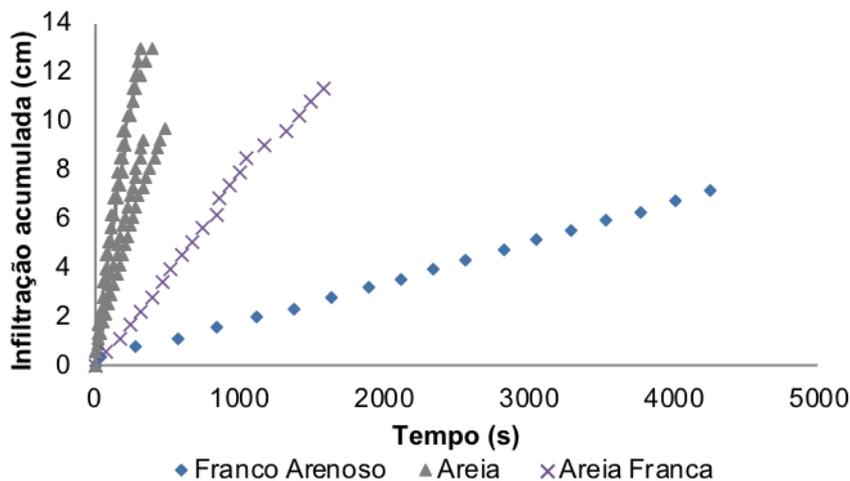


Figura 11 – Infiltração acumulada em função do tempo.

buição granulométrica. Assim, quanto mais uniforme for o solo, maior será o valor de n (VAN GENUCHTEN, 1980). Verifica-se que os valores de n para os dois pontos foram semelhantes, visto que os ambos têm uma porcentagem de areia similar. Nota-se que os resultados obtidos para os parâmetros de forma estão dentro dos valores obtidos para solos com as mesmas classes texturais apresentados por Furtunato *et al.* (2013) e Souza *et al.* (2008a).

As propriedades hidráulicas obtidas pela metodologia Beerkan são explicitadas na Tabela 6. Os valores obtidos para a umidade saturada variaram de 0,42 a 0,46, e para a umidade residual o valor foi igual a zero. Esses valores encontram-se na faixa encontrada por Souza *et al.* (2008b).

Observa-se, na Tabela 6, que os valores de S e K_s aumentam em função do teor de areia. Os valores de K_s encontram-se na faixa de $3,1 \times 10^{-4}$ m/s para o Ponto 3 (3,80 m) e de $6,0 \times 10^{-5}$ m/s para o Ponto 2 (0,70 m), que correspondem aos valores típicos de permeabili-

dade média de areia sugerida por Souza *et al.* (2008a) e Santos, Silva e Silva (2012).

Após obter os parâmetros de forma e de normalização, construíram-se as curvas de retenção de água (Figura 12A) e de condutividade hidráulica (Figura 12B) referentes aos dois pontos, sendo possível executar o modelo BEST. Para cada curva de condutividade hidráulica, os valores obtidos estiveram em função dos valores calculados na curva de retenção. Essas curvas estão apresentadas na Figura 12B para o Ponto 1 na profundidade de 3,80 m (areia) e para o Ponto 2 na profundidade de 0,70 m (areia franca).

As curvas de retenção representam a relação funcional entre a quantidade de água e um volume de solo em equilíbrio com a tensão aplicada (Figura 12A). Logo após a saturação, as curvas apresentam um ponto de inflexão. Esse ponto corresponde ao valor do potencial de entrada de ar (h_g) na matriz porosa do solo (SOUZA *et al.*, 2008a).

Tabela 5 – Parâmetros de forma das funcionais de $h(\theta)$ e $K(\theta)$.

	Profundidade (m)	Classificação (USDA)	M	n	η	C_p
Ponto 2	0,70	Areia Franca	0,16	2,37	8,39	2,04
Ponto 3	3,80	Areia	0,10	2,23	11,69	2,26

Tabela 6 – Propriedades hidráulicas do solo para os Pontos 3 e 2.

	Profundidade (m)	Classificação (USDA)	θ_r (cm ³ /cm ³)	θ_s (cm ³ /cm ³)	h_g (mm)	S (mm/s ^{0,5})	K_s (mm/s)
Ponto 2	0,70	Areia Franca	0	0,42	-53,56	1,62	0,06
Ponto 3	3,80	Areia	0	0,46	-29,06	3,06	0,31

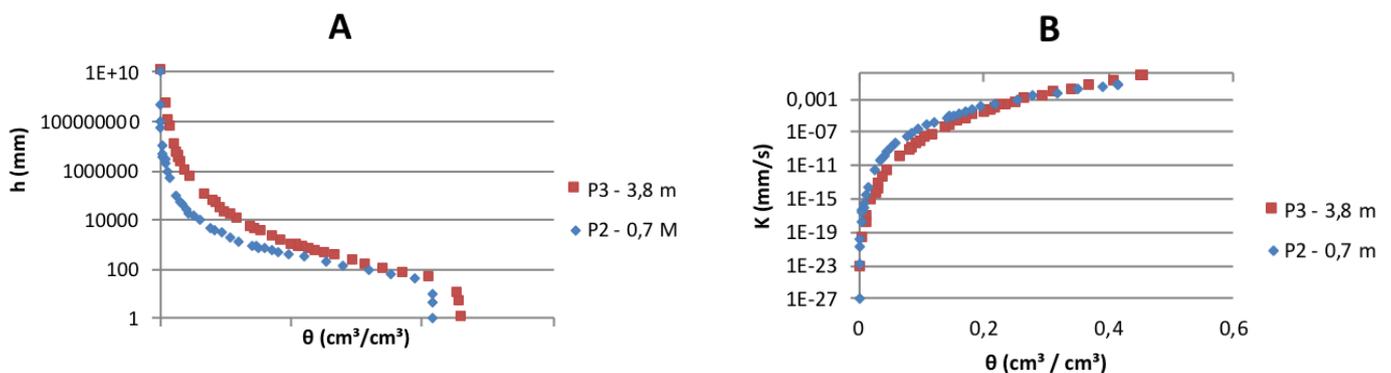


Figura 12 – Curvas de (A) retenção de água e de (B) condutividade hidráulica para os pontos 2 e 3.

Observa-se que o comportamento das curvas de retenção na areia no Ponto 3 e na areia franca no Ponto 2 são similares, apresentando baixa capacidade de retenção, segundo Souza *et al.* (2008a). Para essas classes texturais a capacidade de retenção é menor, como foi observado.

Com relação às curvas de condutividade hidráulica nos dois pontos, nota-se que possuem com-

Monitoramento dos níveis de água

As cotas dos níveis de água dos poços ao longo dos dez meses de monitoramento são apresentadas na Figura 13. Como a precipitação no ano de 2016 não foi considerável, e as retiradas nos poços pelos ribeirinhos foram contínuas, é observado o rebaixamento nos níveis

Modelo numérico

Após alguns ajustes no modelo da área de estudo, foi alcançado um modelo satisfatório. A informação dos valores bombeados precisou ser melhorada, pois inicialmente não se consideraram todos os poços sendo usados, nem as condições de contorno. Essas são informações estimadas no modelo. Os resultados das cargas hidráulicas calculadas pelo modelo aproximaram-se dos observados em campo, onde os erros associados foram da ordem de 0,3 m. O rebaixamento nos poços do modelo foi ligeiramente inferior ao observado em campo.

portamento bastante parecido em virtude da semelhança nas classes texturais. De acordo com a Figura 12B, a curva de condutividade hidráulica apresenta valores baixos quando $\theta \leq 0,30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Com base nesse valor, à medida que o teor de umidade aumenta, aumenta-se também a condutividade hidráulica do solo.

dos três poços de observação. Sendo o Poço 3 (mais a jusante) o que sofreu maior rebaixamento. Os dados mostram um rebaixamento de 14,4 cm por mês no Poço 3, que está mais a jusante, e de 10 cm para os outros dois poços.

O fluxo do meio poroso se deu no sentido de escoamento do rio, como esperado. As cargas hidráulicas na aluvião foram mais elevadas à montante do trecho (esquerda) e diminuem ao longo do trecho estudado, chegando a cotas mais baixas a jusante (direita). Pode-se observar esse comportamento no perfil longitudinal da aluvião na Figura 14, no qual é observado também que a lâmina de água aos 154 dias foi superior à lâmina de água aos 313 dias de simulação, mostrando o rebaixamento do lençol freático.

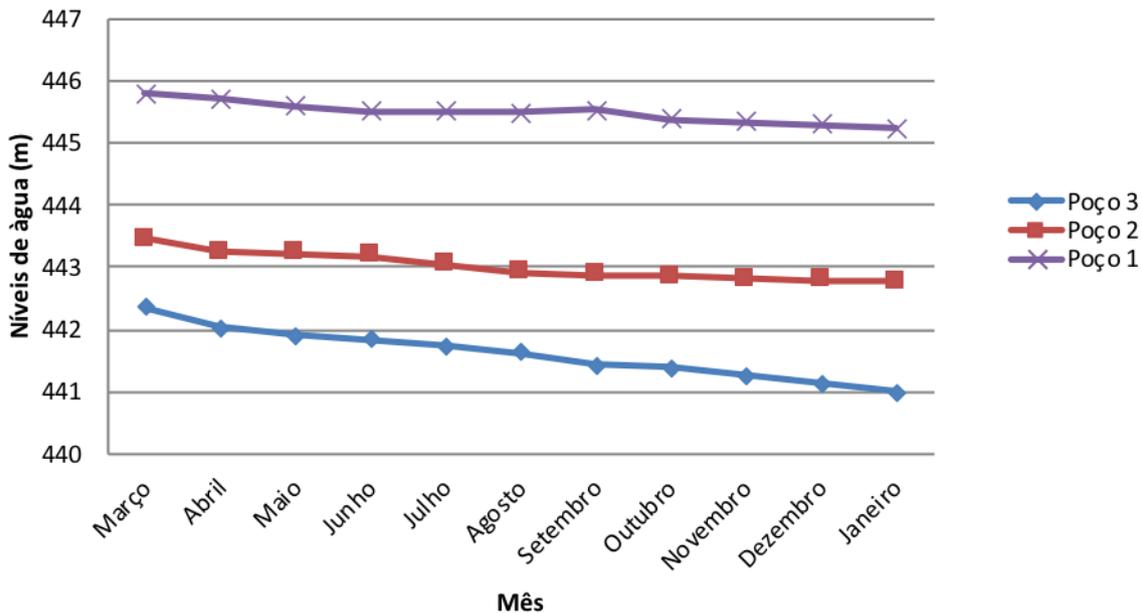


Figura 13 – Níveis de água dos poços monitorados de março de 2016 até janeiro de 2017.

As Tabelas 7 e 8 apresentam o balanço hídrico final ao fim dos dias 154 e 313, respectivamente. Observa-se que as vazões bombeadas diminuíram ao final dos 313 dias, como esperado pelo período de pouca precipitação. Consequentemente, com o rebaixamento do lençol freático, os poços que têm menor profundidade de captação passaram a não dispor mais de água.

Quanto à simulação de cenários, pode-se observar os balanços hídricos nas Tabelas 9 e 10 para os ce-

nários 1 e 2, respectivamente. Verifica-se que, para dezembro de 2017, as vazões dos poços diminuíram quando comparadas com dezembro de 2016, provavelmente também por conta do rebaixamento do lençol freático, comprometendo assim a captação dos poços mais rasos. Em dezembro de 2019, pode-se notar que a aluvião possivelmente não terá mais volume armazenado, pois as vazões dos poços são praticamente nulas.

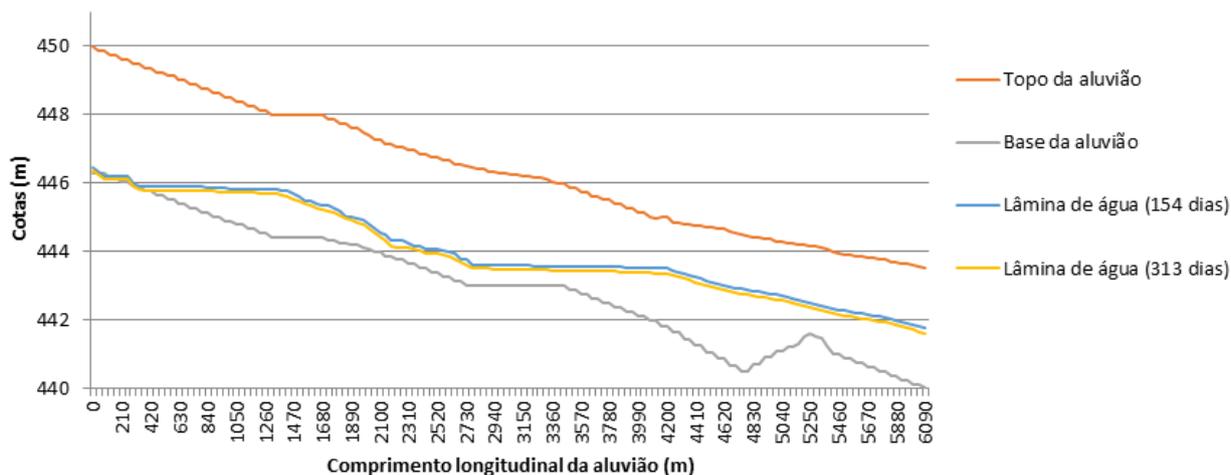


Figura 14 – Perfil longitudinal da aluvião com as lâminas de água aos 154 e 313 dias de simulação.

Tabela 7 – Balanço hídrico ao final dos 154 dias de simulação.

Saída (m ³ /dia)	Entrada (m ³ /dia)
Poços = 42,292	Armazenamento = 55,804
Contorno dependendo da carga = 15,381	Contorno dependendo da carga = 1,864
	Recarga = 0,000
Total = 57,673	Total = 57,668

Tabela 8 – Balanço hídrico ao final dos 313 dias de simulação.

Saída (m ³ /dia)	Entrada (m ³ /dia)
Poços = 37,712	Armazenamento = 46,625
Contorno dependendo da carga = 8,910	Contorno dependendo da carga = 0,00
	Recarga = 0,000
Total = 46,622	Total = 46,625

CONCLUSÕES

Ao analisar as características físico-hídricas da aluvião na área estudada, verificou-se que é constituída basicamente de unidades arenosas, sendo do tipo franco-arenosa e areia franca próximo à superfície e do tipo areia logo abaixo da superfície, não apresentando variabilidade significativa nos três pontos analisados. Observou-se que próximo à superfície da aluvião ocorreu um tempo maior para infiltrar uma lâmina acumulada menor e, à medida que se afasta da superfície verticalmente, onde o solo é do tipo areia, levou um tempo menor para infiltrar uma lâmina acumulada maior.

Com a metodologia Beerkan, obteve-se o valor de K_s que foi em média $1,84 \times 10^{-4}$ m/s. Obtiveram-se também as curvas de retenção e condutividade hidráulica em duas profundidades diferentes. As duas profundidades apresentaram similaridades, com baixa capacidade de retenção e valores de K_s aumentando mais significativamente quando $\vartheta > 0,30$ cm³/cm³.

Em relação ao monitoramento dos níveis de água nos poços, os dados mostram um rebaixamento de 14,4 cm por mês no Poço 3, que está mais a jusante, e de 10 cm por mês para os outros dois poços, o que indica que as reposições foram menores que as retiradas, chegando a dezembro de 2016 com uma lâmina de aproximadamente 20 cm acima do embasamento

cristalino nos três poços. Logo, possivelmente em dois meses não existiria volume disponível nesses poços para bombeamento. No entanto, essa lâmina manteve-se com poucas variações nas observações realizadas nos primeiros meses de 2017, o que indica que pode haver um aporte contínuo de água à jusante que mantém essa lâmina mínima, ou uma disposição do embasamento cristalino que serve de barreira à montante.

Construiu-se um modelo computacional satisfatório com uso do programa computacional Visual MODFLOW, no qual os dados calculados pelo modelo aproximaram-se dos observados em campo, alcançando erros associados da ordem de 0,3 m. Observaram-se as direções de fluxo subterrâneo que se dá no sentido de escoamento do rio, e notou-se o rebaixamento do lençol freático na aluvião ao final do período simulado, como esperado.

Quanto à simulação de cenários, foi realizada uma previsão do comportamento da aluvião no final de 2017 considerando uma situação crítica de estiagem, a qual apresentou diminuição significativa das vazões bombeadas. Considerando o prolongamento da estiagem até 2019, foi observado que a aluvião praticamente não apresentou volume de água disponível.

Tabela 9 – Balanço hídrico para o Cenário 1 (até dezembro de 2017).

Saída (m ³ /dia)	Entrada (m ³ /dia)
Poços = 29,34	Armazenamento = 29,51
Contorno dependendo da carga = 0,00	Contorno dependendo da carga = 0,00
	Recarga = 0,000
Total = 29,34	Total = 29,51

Tabela 10 – Balanço hídrico para o Cenário 2 (até dezembro de 2019).

Saída (m ³ /dia)	Entrada (m ³ /dia)
Poços = 0,205	Armazenamento = 0,228
Contorno dependendo da carga = 0,00	Contorno dependendo da carga = 0,00
	Recarga = 0,000
Total = 0,205	Total = 0,228

Foi possível compreender o comportamento do fluxo de água na aluvião para as condições de recarga e bombeamento dos anos anteriores. O modelo computacional calibrado constitui uma ferramenta bastante útil

para os gestores fazerem previsões que auxiliem nas tomadas de decisões para diversos cenários de precipitações pluviométricas futuras e de regime de bombeamento de poços.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Associação Águas do Nordeste a organização e coordenação da experiência adquirida pelo Projeto Águas de Areia, financiado pela Petrobras Ambiental. Os autores também agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

o apoio financeiro aos projetos de pesquisa da equipe, processos nº 461366/2014-2 e nº 436875/2018-7. O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior a bolsa de estudo durante seu mestrado acadêmico.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil*. Brasília: ANA, 2002. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2002/AEvolucaoDaGestaoDosRecursosHidricosNoBrasil.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2019.
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMAS (APAC). *Portal*. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br>>. Acesso em: fev. 2017.
- BRAGA, R. A. P. *et al. Águas de Areias*. 1. ed. Recife: Ed. Clã, 2016.
- CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; ARAÚJO FILHO, P. F.; VASCONCELOS, G. L. M. B.; SILVA, D. J.; COUTINHO, A. P. Acumulação de Sedimentos e Água no Leito Seco dos Rios no Semiárido. In: BRAGA, R. (org.). *Águas de Areias*. Recife: ANE, 2016. 336 p.
- COSTA, M. R.; CIRILO, J.A. Análise do potencial de uso das águas subterrâneas na semi-árida do estado de Pernambuco. II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo, SP. *Anais [...] 2011*. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/assubterraneas/article/view/28089/18213>. Acesso em: 01 ago. 2019.
- D'ORIO, M.; ZANINI, A. Characterization of Hydraulic Heterogeneity of Alluvial Aquifer Using Natural Stimuli: A Field Experience of Northern Italy. *Water*, v. 11, n. 1, p. 176, 2019. <http://doi.org/10.3390/w11010176>
- EHTIAT, M.; MOUSAVI, S. J.; SRINIVASAN, R. Groundwater Modeling Under Variable Operating Conditions Using SWAT, MODFLOW and MT3DMS: a Catchment Scale Approach to Water Resources Management. *Water Resource Management*, v. 32, p. 1631-1649, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1895-z>
- FANG, K.; JI, X.; SHEN, C.; LUDWIG, N.; GODFREY, P.; MAHJABIN, T.; DOUGHTY, C. Combining a land surface model with groundwater model calibration to assess the impacts of groundwater pumping in a mountainous desert basin. *Advances in Water Resources*, v. 130, p. 18-28, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2019.05.008>
- FURTUNATO, O. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANTONINO, A. C. D.; OLIVEIRA, L. M. M.; SOUZA, E. S.; MOURA, A. E. S. Variabilidade espacial de atributos físicos-hídricos de solos em uma bacia experimental no estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 2, p. 135-147, 2013. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v18n2.p135-147>
- KHATTABI, J. E.; LOUCHE, B.; DARWISHE, H.; CHAABAN, F.; CARLIER, E. Impact of fertilizer application and agricultural crops on the quality of groundwater in the alluvial aquifer, Northern France. *Water Air Soil Pollution*, v. 229, p. 128, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3767-4>

- KLAAS, D. K. S. Y.; IMTEAZ, M. A.; SUDIAYEM, I.; KLAAS, E. M. E.; KLAAS, E. C. M. Assessing climate changes impacts on tropical karst catchment: Implications on groundwater resource sustainability and management strategies. *Journal of Hydrology*, v. 582, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124426>
- LUKJAN, A.; SWASDI, S.; CHALERMYANONT, T. Importance of alternative conceptual model for sustainable groundwater management of the Hat Yai Basin, Thailand. *Procedia Engineering*, v. 154, p. 308-316, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.07.480>
- MAO, W.; ZHU, Y.; DAI, H.; YE, M.; YANG, J.; WU, J. A comprehensive quasi-3-D model for regional-scale unsaturated-saturated water flow. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 23, p. 3481-3502, 2019. <https://doi.org/10.5194/hess-23-3481-2019>
- McDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. *A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model*. Technical Report. Denver: U.S. Geological Survey (USGS), 1988. <https://doi.org/10.3133/twri06A1>
- MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, T. A.; COSTA NETTO, M. L. Uso de águas subterrâneas para a sustentabilidade da pequena agricultura no semi-árido do Nordeste. In: SILUSBA, 7., 2005, Lisboa. *Resumos de Comunicações [...]*. Lisboa, 2005.
- MOOERS, E. W.; JAMIESON, R. C.; HAYWARD, J. L.; DRAGE, J.; LAKE, C. B. Low-impact development effects on aquifer recharge using coupled surface and groundwater models. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 23, n. 9, p. 1-11, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001682](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001682)
- OCHOA, C. G.; SIERRA, A. M.; VIVES, L.; ZIMMERMANN, E.; BAILEY, R. Spatio-temporal patterns of the interaction between groundwater and surface water in plains. *Hydrological Processes*, v. 34, n. 6, p. 1371-1392, 2020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13615>
- PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. S. P.; SILVA, A. V.; CAETANO, T. O.; SILVA, D. J.; BRAGA, R. A.P. Evolução tecnológica de poços escavados em leito seco de rio no semiárido. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS, 21., 2015, Brasília. *Anais [...]*. Brasília, 2015.
- PAIVA, A. L. R.; CAETANO, T. O.; SILVA, D. J.; CABRAL, J. J. S. P.; BRAGA, R. A. P. Ocorrência e características construtivas de poços escavados em aluvião - trecho alto do Rio Capibaribe – PE. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HIDRÍCOS DO NORDESTE, 12., 2014, Natal. *Anais [...]*. Natal, 2014.
- ROSSMAN, N. R.; ZLOTNIK, V. A.; ROWE, C. M. Simulating lake and wetland areal coverage under future groundwater recharge projections: The Nebraska Sand Hills system. *Journal of Hydrology*, v. 576, p. 185-196, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.046>
- SANTOS, S. M.; PAIVA, A. L. R.; SILVA, V. F. da. Qualidade da água em barragem subterrânea no semiárido. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 10, n. 3, p. 651 - 662, 2016 . <https://doi.org/10.7127/rbai.v10n300394>
- SANTOS, C. A. G.; SILVA, J. F. C. B.; SILVA, R. M. Caracterização hidrodinâmica dos solos da bacia experimental do riacho Guaraira utilizando o método Beerkan. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 4, p. 149-160, 2012. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v17n4.p149-160>
- SATHISH, S.; MOHAMED, M.; KLAMMLER, H. Regional groundwater flow model for Abu Dhabi Emirate: scenario based investigation. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7544-x>
- SILVA, D. J. *Caracterização da aluvião no alto rio Capibaribe*. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Caruaru, 2015.
- SILVA, G.; FIGUEIREDO, L.; MORAES, M. Curvas de demanda pelos recursos hídricos dos principais usos consuntivos no submédio da bacia do rio São Francisco. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 36, p. 45-59, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151004>

SOUZA, E. S. *Caracterização hidrodinâmica na escala local e da parcela agrícola de dois solos do estado da paraíba: variabilidade espacial e temporal, e meio homogêneo equivalente*. 138f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2005.

SOUZA, E. S.; ANTONINO, A. C. D.; ANGULO-JARAMILLO, R.; MACIEL NETTO, A. Caracterização hidrodinâmica de solos: Aplicação do método Beerkan. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 128-135, 2008a. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000200004>

SOUZA, E. S.; ANTONINO, A. C. D.; ANGULO-JARAMILLO, R.; MACIEL NETTO, A. MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, E. B. Variabilidade espacial dos parâmetros hidrodinâmicos de duas parcelas agrícolas no estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 5, p. 1795-1804, 2008b. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000500001>

TEIXEIRA, C.; PORTO, R. Avaliação da qualidade da água e autodepuração dos rios da bacia do rio Piracicaba. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 16, p. 20-31, 2008.

TUNDISI, J. G. *Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. 76 p.

UNITED STATES. Department of Agriculture (USDA). *Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples*. Washington, D.C.: Soil Conservation Service, 1967. 50 p. (Soil Survey Investigation Report, 1.)

VAN GENUCHTEN, M.Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980. <http://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

XI-YANG, C.; FENG, R. YAN, L. Research on precipitation simulation of water-rich subway station based on Visual Modflow. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CIVIL AND HYDRAULIC ENGINEERING, 2018. *Anais [...]*. 2018.

ZEINALI, M.; AZARI, A.; HEIDARI, M. M. Simulating unsaturated zone of soil for estimating the recharge rate and flow exchange between a river and an aquifer. *Water Resources Management*, v. 34, p. 425-443, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02458-7>



IMPACTO DA POLUIÇÃO DO AR NA SAÚDE PÚBLICA EM MUNICÍPIOS COM ELEVADA INDUSTRIALIZAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO

IMPACT OF AIR POLLUTION ON PUBLIC HEALTH IN HIGH INDUSTRIALIZED MUNICIPALITIES IN THE STATE OF SÃO PAULO

Bianca Corá 

Mestre em Ciências Ambientais,
Universidade Federal de São Paulo
(Unifesp) – Diadema (SP), Brasil.

Luciana Ferreira

Leite Leirião 

Mestre em Ciências Ambientais,
Unifesp – Diadema (SP), Brasil.

Simone Georges

El Khouri Miraglia 

Professora doutora,
Unifesp – Diadema (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Simone Georges El Khouri Miraglia –
Laboratório de Economia, Saúde
e Poluição Ambiental, Rua São
Nicolau, 210 – Centro – CEP: 09961-
400 – Diadema (SP), Brasil –
E-mail: simone.miraglia@unifesp.br

Recebido em: 14/01/2020

Aceito em: 08/05/2020

RESUMO

O estado de São Paulo apresenta a maior produção industrial do Brasil, formando o maior Produto Interno Bruto (PIB) do país. Como consequência da atividade industrial, diversos municípios têm apresentado elevados índices de poluição atmosférica. O objetivo desta pesquisa foi estimar a mortalidade por doenças cardiorrespiratórias atribuíveis à poluição do ar em municípios com elevada industrialização do estado de São Paulo entre os anos 2008 e 2016. Selecionaram-se 11 municípios para análise com base no consumo de energia elétrica pelo setor industrial e pela existência de estação de monitoramento da qualidade do ar. Com base em modelo recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), estimou-se o número de óbitos por problemas cardiorrespiratórios que puderam ser atribuídos à concentração de material particulado ($MP_{2,5}$) em cada município ao longo dos anos. Baseando-se no valor estatístico de uma vida, realizou-se valoração econômica do impacto em saúde. Cinco dos 11 municípios analisados pertencem à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). O município cuja população é mais afetada pela poluição é Cubatão. No entanto, em razão do grande número de habitantes, São Paulo é o município cujo maior número de óbitos pode ser atribuído à exposição ao poluente $MP_{2,5}$. Considerando os resultados encontrados para os 11 municípios, 43.512 óbitos puderam ser atribuídos à poluição atmosférica no período, o que representa prejuízo superior a US\$ 48,3 bi. Esses resultados embasam a necessidade de pesquisas e de implementação de tecnologias mais limpas no parque industrial do estado de São Paulo.

Palavras-chave: poluição industrial; poluição atmosférica; impacto em saúde; valoração econômica.

ABSTRACT

The State of Sao Paulo presents the highest industrialized area of Brazil, having the biggest GNP in the country. As a result of industrial activities, many municipalities have been presenting high levels of air pollution. The aim of this research was to estimate the cardiorespiratory mortality caused by air pollution in some high-industrialized cities of São Paulo State between 2008 and 2016. Eleven municipalities were selected based on the industrial electricity consumption and on the existence of at least one air pollution monitoring station. We used a World Health Organization model to estimate the number of deaths that could be attributed to $PM_{2,5}$ in each municipality through the years. Based on the statistical value of a life, we performed an economic evaluation of health impacts. Five of the 11 municipalities belong to the São Paulo Metropolitan Region. The municipality most affected by air pollution was Cubatão. However, due to the large number of inhabitants, São Paulo is the municipality whose largest number of deaths can be attributed to exposure to PM pollutants. Considering the results found for the 11 municipalities, 43,512 deaths could be attributed to air pollution in the period, which represents a loss of more than US\$ 48.3 billion. These results justify the need for additional research and the implementation of cleaner technologies in the industrial park of the state of São Paulo.

Keywords: industrial pollution; air pollution; health impact, economic valuation.

INTRODUÇÃO

A partir da década de 1970, o crescimento econômico do Brasil foi resultado do desenvolvimento industrial com consequente aumento no consumo de energia elétrica (CARMINATI; SCALCO, 2013). Ao longo das décadas, tanto essa atividade industrial quanto a produção de energia se deram em detrimento da preocupação com o meio ambiente (LEAL; FARIAS; ARAUJO, 2008). Além de contribuir por si só para a degradação ambiental, a industrialização impulsionou o fenômeno de urbanização, no qual as atividades da população (consumo, deslocamento, geração de resíduos etc.) também interagem de forma negativa com o meio (LEAL; FARIAS; ARAUJO, 2008).

Em razão da sua posição geográfica e vias de escoamento, o estado de São Paulo se destacou como polo industrial do Brasil (GÓIS SOBRINHO; AZZONI, 2014). Na década de 1970, chegou a deter 58% das indústrias de transformação do país e, ainda hoje, possui sua maior produção industrial, respondendo por 31,5% do total de riquezas produzidas (SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE, 2019; SEVERIAN, 2018). Associado ao crescimento industrial, o estado teve aumento da sua população e o surgimento de problemas ambientais, especialmente aqueles relacionados à poluição atmosférica.

A qualidade do ar no estado de São Paulo é monitorada por 88 pontos de monitoramento e, em relação às partículas inaláveis com menos de 10 µm de diâmetro (MP_{10}), 92% deles indicam concentrações do poluente acima das médias anuais recomendadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (CETESB, 2018). Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), descrevem-se consequências da poluição atmosférica em vários aspectos da saúde, tais quais efeitos cardiopulmona-

res, baixo peso ao nascer, atendimentos hospitalares, internações, incidência de vários tipos de câncer e mortalidade entre crianças e idosos (BARBOSA *et al.*, 2015; BRAVO *et al.*, 2016; CHIARELLI *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2017; DE BRITO *et al.*, 2014; GOMES; LUCIO; SPYRIDES, 2013; GOUVEIA *et al.*, 2017; GOUVEIA; JUNGER, 2018; ROMÃO *et al.*, 2013; YANAGI; DE ASSUNÇÃO; BARROZO, 2012). Com o avanço das áreas industriais para o interior do estado, a partir da década de 1990, efeitos deletérios à saúde associados à poluição atmosférica também passaram a ser descritos em municípios como Cubatão, São José dos Campos, Sorocaba, Campinas, Paulínia e Taubaté (AMÂNCIO; NASCIMENTO, 2012; 2014; ANDREÃO; ALBUQUERQUE; KUMAR, 2018; CÉSAR *et al.*, 2016; FREITAS *et al.*, 2013; JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; NARDOCCI *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2015).

Diante da magnitude dos efeitos da poluição atmosférica na saúde, diversos estudos têm sido conduzidos com o propósito de se estimar o custo em saúde dessa externalidade ambiental, explicitando o benefício das reduções das concentrações de poluentes. Abe e Miraglia (2016) estimaram o custo em saúde decorrente do excesso de poluição no município de São Paulo. As autoras consideraram um cenário no qual o município estivesse nos padrões preconizados pela OMS e evidenciaram que, nesse cenário, os custos evitados em saúde seriam de US\$ 15,1 bilhões anuais.

A fim de contribuir para o entendimento das dimensões do impacto da poluição atmosférica de origem industrial na saúde pública, o presente trabalho estimou a mortalidade por doenças cardiopulmonares atribuíveis à poluição do ar nos municípios mais industrializados do estado de São Paulo, entre os anos 2008 e 2016.

MATERIAIS E MÉTODOS

Segundo Carminati e Scalco (2013), no Brasil, a intensidade da atividade industrial é intrinsecamente relacionada ao consumo de energia elétrica. Portanto, realizou-se a identificação dos municípios mais industrializados do estado de São Paulo por meio do levantamento do consumo de energia elétrica pelo setor industrial de acordo os Anuários Estatísticos Energéticos de anos-base de 2008 a 2016. Identifica-

ram-se os 15 municípios que mais consumiram energia elétrica pelo setor industrial em cada ano. A partir dessa identificação, verificou-se quais dos municípios detinham pelo menos uma estação de monitoramento da qualidade do ar operada pelo órgão ambiental do estado (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo — CETESB), com funcionamento entre os anos de 2008 e 2016.

Para a avaliação do impacto da poluição atmosférica no número de óbitos por doenças cardiorrespiratórias em cada um dos municípios, utilizou-se modelo recomendado pela OMS, que adota como parâmetro de modelagem o poluente material particulado de diâmetro inferior a 2,5 µm (MP_{2,5}). Nesse modelo, primeiramente, calcula-se o risco relativo (RR; Tabela 1), que indica a probabilidade de determinado desfecho em saúde em população exposta a certa concentração do poluente. Com base no risco relativo, calcula-se a fração de impacto (FI; Tabela 1), que representa o percentual do total de óbitos que pode ser considerado consequência da exposição ao poluente (OSTRO, 2004).

O poluente utilizado no modelo é o MP_{2,5}, pois, segundo a OMS, ele é aquele que se acumula no trato respiratório inferior e causa prejuízos à saúde em longo prazo. O recorte da população analisado, sugerido pelo modelo (adultos com idade superior a 30 anos), também é decorrente do fato de o modelo estimar os óbitos na população que vem sendo exposta ao poluente há um longo período de tempo.

O número anual de óbitos por doenças cardiorrespiratórias na população com mais de 30 anos em cada município foi consultado na plataforma do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS). Esse número, multiplicado pelo FI de cada ano e muni-

cípio, indicou o montante de óbitos atribuíveis à poluição atmosférica.

Embora o modelo da OMS utilize o poluente MP_{2,5} como referência, a rede de monitoramento desse poluente é recente e ainda escassa no estado de São Paulo. Seguindo também orientação da OMS, nos casos de ausência de monitoramento do poluente MP_{2,5}, utilizou-se fator de conversão para se estimar a concentração média anual de MP_{2,5} com base na concentração média anual de MP₁₀. Esse fator de conversão foi de 0,5 (OSTRO, 2004).

No caso de municípios com mais de uma estação de monitoramento da qualidade do ar, determinou-se a média anual de MP_{2,5} como a média das médias anuais das estações.

Após a determinação do número de óbitos atribuíveis à poluição atmosférica por MP_{2,5}, fez-se uma valoração econômica considerando o valor estatístico de uma vida (*value of a statistical life*, em inglês — VSL). Dessa forma, a cada óbito, atribuiu-se o valor de € 1.000.000 (BICKEL; FRIEDRICH, 2005). O valor total de perdas em saúde relacionadas à poluição atmosférica foi dado pelo produto entre o número de óbitos relacionados ao MP_{2,5} e o VSL (Equação 1).

$$\text{Custos em saúde} = \text{Óbitos associados à poluição} \times \text{VSL} \quad (1)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dezoito municípios figuraram entre os 15 com maior consumo de energia elétrica pelo setor industrial no estado de São Paulo entre os anos de 2008 e 2016. Considerando a existência de pelo menos uma estação de monitoramento da qualidade do ar, selecionaram-se 11 municípios para análise (Tabela 2). Os municípios

excluídos por não possuírem estação de monitoramento foram: Alumínio, Americana, Jacareí, Limeira, Mogi das Cruzes, Pindamonhangaba e Suzano. Entre os 11 municípios incluídos no estudo, todos apresentaram concentrações médias anuais acima das recomendadas pela OMS, tanto para o poluente MP₁₀ quanto

Tabela 1 – Parâmetros utilizados para a avaliação do impacto da poluição do ar na saúde pública dos municípios, recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS), com base em Ostro (2004).

Desfecho em saúde	Grupo populacional analisado	Função de risco relativo	β sugerido pela OMS	Equação para estimativa da FI
Óbitos por doenças cardiorrespiratórias	Idade > 30 anos	$RR = [(X + 1)/(X_0 + 1)]^\beta$	0,15515	$FI = (RR-1)/RR$

RR: risco relativo; X: concentração anual de MP_{2,5}; X₀: concentração de MP_{2,5} na qual o risco relativo seria mínimo (7,5 µg/m³, segundo Ostro, 2014); β: coeficiente de dose resposta; FI: fração de impacto.

para o $MP_{2,5}$ (recomendações: 20 e 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente). A localização geográfica dos 11 municípios pode ser visualizada na Figura 1.

Entre os 11 municípios analisados, cinco encontram-se na RMSP, o que evidencia a distribuição desigual da indústria no estado. Estima-se que só essa região detenha 16% do Valor Adicionado Bruto da Indústria nacional (GÓIS SOBRINHO; AZZONI, 2014). Além da influência das emissões industriais, a poluição atmosférica na RMSP é afetada pelas emissões oriundas de automóveis. Para o material particulado especificamente, automóveis são responsáveis por 40% da concentração atmosférica (CETESB, 2017). Entre os veículos, destaca-se a alta contribuição dos pesados, especialmente os mais antigos e em desacordo com a legislação atual (LEIRIÃO; MIRAGLIA, 2019). Em municípios do oeste do estado, como Piracicaba e Sorocaba, a poluição industrial também se soma à poluição oriun-

da de outras fontes, especialmente da queima ilegal de biomassa (CÉSAR; CARVALHO; NASCIMENTO, 2012; CETESB, 2017).

Pode-se notar que há tendência de diminuição da concentração de MP_{10} na atmosfera nos municípios da RMSP. No entanto, esse efeito deve-se majoritariamente a políticas de redução de emissões veiculares (ABE; MIRAGLIA, 2018; ANDRADE *et al.*, 2017). Nos municípios do interior, não foi possível identificar melhora na qualidade do ar durante o período analisado, mesmo com a legislação que, desde 2002, impõe limites com restrição gradual da queima da cana-de-açúcar (ROSSETTO, 2019). Em alguns anos, como 2011, é possível notar ligeiro aumento na concentração de material particulado em alguns municípios, o que provavelmente pode se associar a períodos de baixa umidade característicos do fenômeno La Niña (ANDREÃO; ALBUQUERQUE; KUMAR, 2018).

Tabela 2 – Municípios selecionados para análise do impacto da poluição atmosférica na saúde pública. Também são apresentadas informações relacionadas ao consumo de energia elétrica pelo setor industrial no ano de 2016 e a concentração média anual de material particulado (MP_{10}) no município entre 2008 e 2016. Os municípios que figuraram entre os 15 que mais consumiram energia elétrica pelo setor industrial em 2016, mas que não possuem estação de monitoramento da qualidade do ar, são: Alumínio (1ª), Suzano (9ª), Limeira (10ª), Pindamonhangaba (11ª) e Jacareí (15ª).

Município	Consumo de Energia Elétrica (posição no anuário de 2016)	Concentração média anual de MP_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)								
		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Cubatão	3ª	61,6	48,3	59,6	66	62	63,3	68,6	61	49
Guarulhos	5ª	50	42	36	36	33	29	31	30	29,5
Jundiaí	8ª	24	24	31	31	29	26	30	26	25
Mauá	13ª	38	32	37	37	35	35	37	30	30
Paulínia	14ª	42,5	31,5	41	41	35,5	35	39,5	32,5	35
Piracicaba	6ª	40	33	46	46	41,5	32	42,5	34,5	33,5
Santo André	4ª	30	34	35	35	35,5	33	36	31	30
São Bernardo do Campo	7ª	44	38	40	40	35	37	36	26	25
São José dos Campos	*	23	21	26	26	23	22	30	22	23
São Paulo	2ª	38,5	33,4	34,6	36,4	35,6	32,1	34,3	29,4	28,5
Sorocaba	12ª	36	28	32	34	32	36	39	28	25

*O município não figura entre os 15 municípios que mais consumiram energia elétrica pelo setor industrial no ano de 2016, no entanto apareceu entre os 15 municípios em anos anteriores.

Por não possuírem monitoramento para o poluente $MP_{2,5}$, os municípios de Cubatão, Jundiaí, Mauá, Paulínia, Santo André e Sorocaba tiveram a concentração média anual desse poluente estimada com base na concentração do MP_{10} . Embora os testes realizados nas estações que possuem monitoramento dos poluentes MP_{10} e $MP_{2,5}$ revelem que o fator de conversão de 0,5 resulta em concentrações de $MP_{2,5}$ próximas àquelas mensuradas, deve-se destacar a necessidade de monitoramento do poluente $MP_{2,5}$ em todos os municípios. Também é importante ressaltar a necessidade de monitoramento nos sete municípios excluídos da análise, pois, por figurarem entre os mais industrializados, potencialmente possuem altos índices de poluição e grande parte da população afetada.

O cálculo do risco relativo apresentou maior valor para o município de Cubatão em todos os anos (variação de 1,18 a 1,24), evidenciando que esse é o município cuja população mais sofre os efeitos da poluição atmosférica. Os menores valores de risco relativo foram encontrados para São José dos Campos, também em todos os anos (variação de 1,04 a 1,10).

Desde a década de 1970, o município de Cubatão é reconhecido internacionalmente pelos altos índices de po-

luição (ALONSO; GODINHO, 1992). Dada a sua topografia acidentada, condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão de poluentes e elevada emissão industrial, que se concentra especialmente na região denominada Vila Parisi, o município sistematicamente apresenta ultrapassagens dos níveis de qualidade do ar estipulados pela legislação estadual (CETESB, 2019; VIEIRA-FILHO; LEHMANN; FORNARO, 2015). Em 2008, o programa de recuperação ambiental de Cubatão completou 25 anos e, em relação a 1983, ocorreu redução de 98,9% da poluição, mesmo com aumento da produção industrial (CIESP, 2008). Ainda assim, as altas concentrações de MP_{10} evidenciam o potencial poluidor das indústrias do município, que concentram atividades nos setores de petroquímica, siderurgia e fertilizantes (CIESP, 2014). Desde a década de 1990, diversos estudos já associaram a poluição do ar em Cubatão com desfechos em saúde relacionados a problemas cardiorrespiratórios (JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; NARDOCCI *et al.*, 2013; TAYRA; RIBEIRO; NARDOCCI, 2012).

Em São José dos Campos, os valores de risco relativo inferiores em relação aos demais municípios são consequência de concentrações anuais médias de material

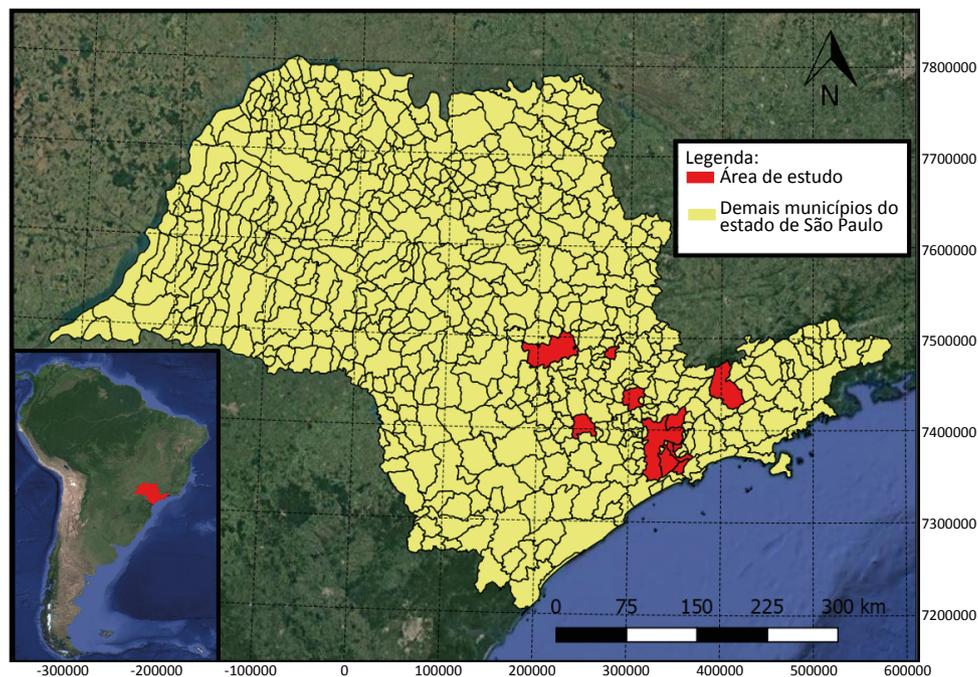


Figura 1 – Mapa do estado de São Paulo com destaque em vermelho nos 11 municípios analisados no presente estudo. No canto inferior esquerdo, mapa da América do Sul com destaque para o estado de São Paulo. Imagem elaborada pelas autoras no software QGIS 2.18.20.

particulado próximas às recomendadas pela OMS. Ainda assim, estudos anteriores já relacionaram as concentrações desse poluente no município com a ocorrência de acidente vascular cerebral e com internações em decorrência de asma em crianças (AMÂNCIO; NASCIMENTO, 2012; 2014). Neste trabalho, a presença de $MP_{2,5}$ na atmosfera de São José dos Campos pode ser relacionada a 627 óbitos por problemas cardiovasculares na população com mais de 30 anos (Tabela 3).

A aplicação da fração de impacto aos óbitos por causas cardiorrespiratórias na população com mais de 30 anos indicou que, entre 2008 e 2016, 43.512 pessoas faleceram em decorrência da exposição ao $MP_{2,5}$ (Tabela 3). O município de São Paulo concentrou 70,8% dessas mortes. O ano com maior número de óbitos foi 2011 e o com menor, 2015.

O elevado número de óbitos associados à poluição no município de São Paulo é consequência de sua grande população. Mesmo que a cidade tenha apresentado valores de risco relativo intermediários em relação às demais, o elevado número de habitantes maximiza

o impacto da poluição atmosférica na saúde pública. Em contrapartida, o município de Paulínia, em nove dos 10 anos analisados, apresentou valores de risco relativo entre os cinco maiores, mas, por ter população inferior aos demais (82.146 habitantes), revelou impacto em saúde pequeno em números absolutos. Na Figura 2, é possível visualizar o número de óbitos relacionados à poluição atmosférica de forma relativa à população total do município. Ainda analisando-se a figura, nota-se clara relação positiva entre o número de óbitos decorrentes da poluição e a concentração de $MP_{2,5}$ no município.

Os resultados da valoração econômica indicam que os óbitos em decorrência da poluição atmosférica nos 11 municípios analisados resultaram em perdas superiores a € 40 bi (Tabela 4). Apesar das diversas críticas à atribuição de valor monetário à vida humana, técnicas de valoração econômica costumam ser utilizadas em estudos epidemiológicos a fim de justificar investimentos na mitigação da poluição. Neste estudo, optou-se por utilizar um valor definido com base em

Tabela 3 – Número de óbitos por causas cardiorrespiratórias na população com mais de 30 anos em decorrência da exposição ao material particulado ($MP_{2,5}$).

	Óbitos em decorrência da poluição atmosférica									
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Total
São Paulo	3.761,72	3.293,62	3.450,18	3.772,52	3.566,01	3.328,98	3.628,97	3.033,42	3.013,31	30.848,73
Guarulhos	471,72	415,93	365,24	376,85	339,7	289,87	325,35	321,08	331,62	3.237,36
Santo André	205,86	251,13	286,46	260,22	246,19	246,88	264,37	233,85	230,16	2.225,11
São Bernardo do Campo	229,76	217,99	242,37	231,14	203,85	221,01	203,38	141,58	141,39	1.832,48
Sorocaba	149,78	114,77	139,64	167,09	147,39	188,48	198,72	146,56	118,12	1.370,56
Mauá	111,86	101,01	133,41	122,17	107,38	112,72	124,1	94,29	101,58	1.008,51
Piracicaba	109,68	86,67	104,56	124,17	111,47	92,35	110,08	89,74	88,5	917,22
Jundiaí	68,05	67,86	101,09	116,04	104,01	91,38	114,19	90,04	89,73	842,38
São José dos Campos	58,53	47,77	66,26	81,1	61,02	59,06	102,51	67,23	83,73	627,22
Cubatão	46,45	35,77	50,5	53,4	49,44	53,12	57,86	56,81	47,94	451,3
Paulínia	15,11	11,98	16,96	19,3	16,86	15,57	21,2	16,84	17,27	151,1
Totais	5.228,5	4.644,5	4.956,7	5.324	4.953,3	4.699,4	5.150,7	4.291,4	4.363,4	43.512

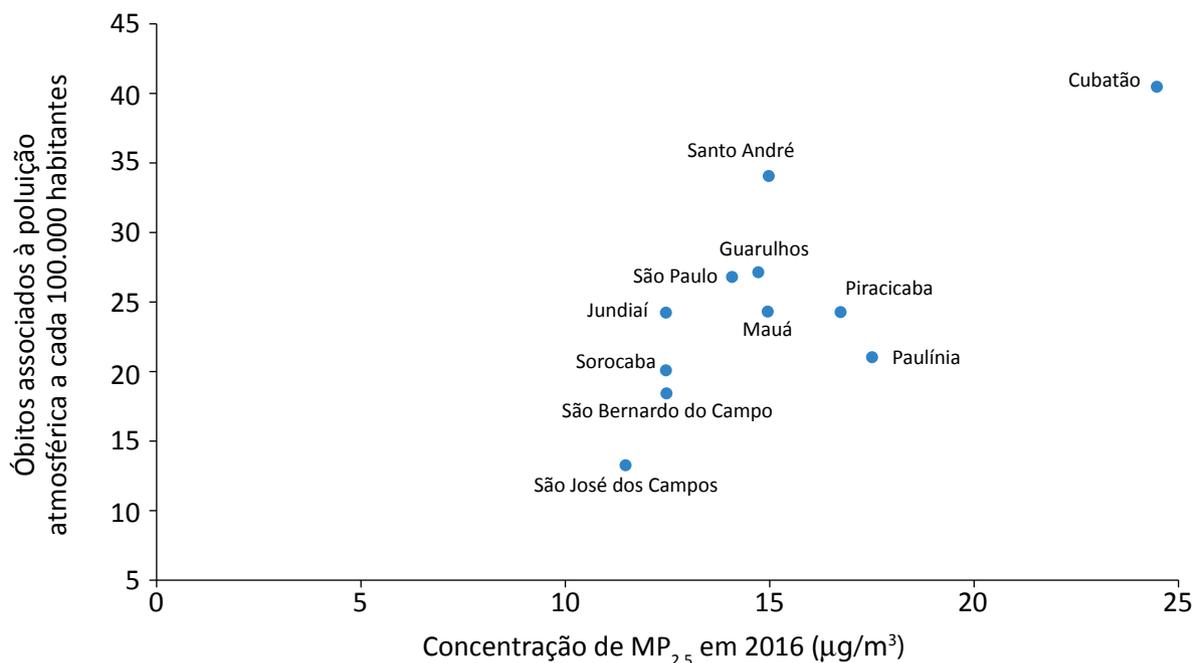


Figura 2 – Gráfico ilustrando a relação entre os óbitos decorrentes da poluição atmosférica a cada 100 mil habitantes e a concentração de material particulado (MP_{2,5}) no ano de 2016.

Tabela 4 – Resultados da valoração econômica dos efeitos da poluição atmosférica na saúde da população dos municípios analisados.

	Óbitos relacionados ao MP _{2,5} no período	Custos em saúde da poluição atmosférica (bilhões)
São Paulo	30.848,73	€ 30,84873
Guarulhos	3.237,36	€ 3,23736
Santo André	2.225,11	€ 2,22511
São Bernardo do Campo	1.832,48	€ 1,83248
Sorocaba	1.370,56	€ 1,37056
Mauá	1.008,51	€ 1,00851
Piracicaba	917,22	€ 0,91722
Jundiaí	842,38	€ 0,84238
São José dos Campos	627,22	€ 0,62722
Cubatão	451,3	€ 0,4513
Paulínia	151,1	€ 0,1511
Totais	43.512	€ 43,512

MP: material particulado.

estudo europeu, por não existir consenso sobre valor semelhante no Brasil. O resultado alcançado (€ 43,5 bi ou US\$ 48,3 bi) possui a mesma ordem de grandeza de resultados que utilizam técnicas semelhantes, como a do valor de um ano de vida (*value of a statistical year*, do inglês). Apenas na RMSP, por exemplo, a poluição oriunda de veículos em desacordo com os padrões atuais de emissões já foi relacionada com perdas de US\$ 4 bi em dois anos, e o custo da poluição no município de São Paulo já foi estimado em US\$ 15 bi (ABE; MIRAGLIA, 2016; LEIRIÃO; MIRAGLIA, 2019). Em Diadema, município vizinho a São Paulo com apenas 380 mil habitantes, esses custos chegam a US\$ 527 mi, e os efeitos da poluição são percebidos pela população (GUIMARÃES; ROSÁRIO; RIZZO, 2019; SILVA; ABE; MIRAGLIA, 2017).

A valoração dos prejuízos à saúde decorrentes da poluição atmosférica por meio da atribuição de um valor à vida pode ser considerada subestimada. Meira *et al.* (2020) estimaram os custos da poluição na cidade do Recife (PE) como parte dos gastos associados à velocidade desenvolvida por veículos. Segundo os autores, além dos custos relacionados à mortalidade, existem também aqueles relacionados a admissões hospitalares e à redução de produtividade em razão das faltas de funcionários decorrentes dos problemas de saúde (MEIRA *et al.*, 2020). Entre 2000 e 2007, estimou-se que só os custos do absenteísmo relacionado a problemas de saúde decorrentes da poluição atmosférica tenha ultrapassado os US\$ 6 bi no município de São Paulo (RODRIGUES-SILVA *et al.*, 2012).

Os resultados encontrados no presente trabalho incorporam evidências do caráter poluidor das indústrias e seus efeitos deletérios na saúde. Os quatro municípios que apresentam os maiores números de óbitos a cada 100 mil habitantes em decorrência da poluição atmosférica (Figura 2; Cubatão, Santo André, Guarulhos e São Paulo) são aqueles que mais consomem energia elétrica pelo setor industrial (Tabela 2). Isso indica possível relação positiva entre a instalação de indústrias e a mortalidade como consequência da poluição atmosférica. Nos Estados Unidos, pode-se constatar relação seme-

lhante ao se verificar que a instalação de indústrias do ramo da construção e da manufatura se relaciona positivamente com o número de internações (RHEE, 2018). A incorporação de aspectos geográficos nesse tipo de análise também levou à observação de que, na Espanha, a probabilidade de se desenvolverem diversos tipos de câncer é diretamente relacionada com a distância entre a residência do indivíduo e áreas industriais (FERNÁNDEZ-NAVARRO *et al.*, 2017; GARCÍA-PÉREZ *et al.*, 2015).

Para além da análise do impacto local, é necessário incorporar à discussão da poluição industrial a questão da poluição transfronteiriça, que se dá seja pelo transporte atmosférico de poluentes, seja pelas demandas de consumo de determinadas regiões do mundo que geram poluição atmosférica em outras regiões. Estudo recente demonstrou que 12% do total de óbitos prematuros relacionados à poluição por $MP_{2,5}$ no mundo ocorreram em decorrência do transporte de poluentes de regiões diferentes daquelas onde os óbitos ocorreram (ZHANG *et al.*, 2017). Outros 22% estariam associados à produção de bens em uma região, que são consumidos em outras (ZHANG *et al.*, 2017). No Brasil, pouco se sabe sobre a poluição transfronteiriça, embora já se tenha identificado que parte da poluição gerada no polo industrial de Cubatão seja transportada para a RMSP (SANCHEZ CCOYLLO; SILVA DIAS; ANDRADE, 2000). Em relação à demanda de bens, segundo a Confederação Nacional da Indústria (2018), o estado de São Paulo é responsável por 37,4% das exportações industriais do Brasil, o que revela que grande parte da poluição atmosférica gerada no estado é decorrente de demandas externas.

A visão globalizada da poluição atmosférica revela a necessidade de se tratar a poluição do ar oriunda das indústrias com cooperações regionais ou, até mesmo, leis ambientais de aspecto global (ABAS *et al.*, 2019). No âmbito local, destaca-se a necessidade de fiscalização e de legislações mais rigorosas para implementação e operação das indústrias, pois, mesmo quando estas estão de acordo com os padrões estabelecidos atualmente, ainda é possível que os índices de poluição sejam elevados (SILVA; VIEIRA, 2018).

CONCLUSÃO

Por meio de um modelo epidemiológico recomendado pela OMS e da ferramenta de valoração econômica

ambiental, neste trabalho, estimou-se o impacto em saúde decorrente da exposição ao $MP_{2,5}$ em municípios

com elevados níveis de industrialização no estado de São Paulo. Aquele cuja população é mais afetada pela poluição é Cubatão. No entanto, em razão do grande número de habitantes, São Paulo é a cidade cujo maior número de óbitos pode ser atribuído à exposição ao

poluente $MP_{2,5}$. As perdas econômicas atribuíveis ao impacto na saúde nos 11 municípios analisados em período de nove anos foi de US\$ 48,3 bi, o que justifica investimentos em pesquisa e implementação de tecnologias mais limpas no parque industrial do estado.

REFERÊNCIAS

- ABAS, N.; SALEEM, M. S.; KALAIR, E.; KHAN, N. Cooperative control of regional transboundary air pollutants. *Environmental Systems Research*, v. 8, 2019. <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0138-0>
- ABE, K.C.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Avaliação de impacto à saúde do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores no município de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 61-73, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180310>
- ABE, K.C.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Health impact assessment of air pollution in São Paulo, Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 7, p. 694, 2016. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph13070694>
- ALONSO, C.D.; GODINHO, R. A evolução da qualidade do ar em Cubatão. *Química Nova*, v. 15, n. 2, p. 125-136, 1992.
- AMÂNCIO, C.T.; NASCIMENTO, L.F.C. Asthma and air pollutants: A time series study. *Revista da Associação Médica Brasileira*, v. 58, n. 3, p. 302-307, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-42302012000300009>
- AMÂNCIO, C.T.; NASCIMENTO, L.F.C. Poluição ambiental e óbitos devido a acidente vasculo-encefálico em uma cidade com baixos níveis de poluentes: Estudo ecológico de séries temporais. *Sao Paulo Medical Journal*, v. 132, n. 6, p. 353-358, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1516-3180.2014.1326733>
- ANDRADE, M. de F.; KUMAR, P.; FREITAS, E.D.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L.D.; NOGUEIRA, T.; PEREZ-MARTINEZ, P.; MIRANDA, R.M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F.L.T.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, v. 159, p. 66-82, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>
- ANDREÃO, W.L.; ALBUQUERQUE, T.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, v. 194, p. 71-81, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>
- BARBOSA, S.M.M.; FARHAT, S.C.L.; MARTINS, L.C.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A.L.F. Air pollution and children's health: sickle cell disease. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 31, n. 2, p. 265-275, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00013214>
- BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. *ExternE - Externalities of Energy - Methodology 2005 Update*. Luxemburgo, 2005. Disponível em: <<http://www.externe.info/>>. Acesso em: 18 dez. 2019.
- BRAVO, M.A.; SON, J.; FREITAS, C.U.; GOUVEIA, N.; BELL, M.L. Air pollution and mortality in São Paulo, Brazil: Effects of multiple pollutants and analysis of susceptible populations. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, v. 26, n. 2, p. 150-161, 2016. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.90>
- CARMINATI, J.G.O.; SCALCO, P.R. Relações de causalidade entre energia e crescimento econômico no Brasil. *Revista Brasileira de Energia*, v. 19, n. 2, p. 355-374, 2013.

CENTRO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (CIESP). *Indústrias de Cubatão somam melhorias ambientais com aumento de produção*. CIESP, 2008. Disponível em: <<http://www.ciesp.com.br/noticias/industrias-de-cubatao-somam-melhorias-ambientais-com-aumento-de-producao/>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

CENTRO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (CIESP). *Polo industrial de Cubatão Relatório Anual 2014*. São Paulo: São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.ciesp.com.br/cubatao/arquivo-download/?id=1437>>. Acesso em: 22 maio 2020.

CÉSAR, A.; CARVALHO, J.; NASCIMENTO, L.F.C. Exposição a poluentes atmosféricos e as doenças respiratórias e cardiovasculares em Piracicaba, SP. *In: 4th International Congress University Industry Cooperation, 4., 2012. Anais...* Taubaté, 2012. Disponível em: <<http://www.unitau.br/unindu/artigos/pdf539.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2019.

CÉSAR, A.C.G.; NASCIMENTO, L.F.C.; MANTOVANI, K.C.C.; VIEIRA, L.C.P. Material particulado fino estimado por modelo matemático e internações por pneumonia e asma em crianças. *Revista Paulista de Pediatria*, v. 34, n. 1, p. 18-23, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rppede.2015.12.005>

CHIARELLI, P.S.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N.; FERREIRA FILHO, C.; GARCIA, M.L.B.; BRAGA, A.L.F.; MARTINS, L.C. The association between air pollution and blood pressure in traffic controllers in Santo Andre, São Paulo, Brazil. *Environmental Research*, v. 111, n. 5, p. 650-655, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.04.007>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2016*. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: 18 dez. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2017*. São Paulo: CETESB, 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do ar no estado de São Paulo 2018*. São Paulo: CETESB, 2019.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA (CNI). *Perfil da Indústria*. 2018. Disponível em: <<http://perfildaindustria.portaldaindustria.com.br/estado/sp>>. Acesso em: 15 abr. 2020.

COSTA, A.F.; HOEK, G.; BRUNEKREEF, B.; LEON, A.C.M.P. Air pollution and deaths among elderly residents of São Paulo, Brazil: An analysis of mortality displacement. *Environmental Health Perspectives*, v. 125, n. 3, p. 349-354, 2017. <https://dx.doi.org/10.1289%2FEHP98>

DE BRITO, J.M.; MACCHIONE, M.; YOSHIZAKI, K.; TOLEDO-ARRUDA, A.C.; SARAIVA-ROMANHOLO, B.M.; ANDRADE, M.F.; MAUAD, T.; RIVERO, D.H.R.F.; SALDIVA, P.H.N. Acute cardiopulmonary effects induced by the inhalation of concentrated ambient particles during seasonal variation in the city of São Paulo. *Journal of Applied Physiology*, v. 117, n. 5, p. 492-499, 2014. <http://dx.doi.org/10.1152/jappphysiol.00156.2014>

FERNÁNDEZ-NAVARRO, P.; GARCÍA-PÉREZ, J.; RAMIS, R.; BOLDO, E.; LÓPEZ-ABENTE, G. Industrial pollution and cancer in Spain: An important public health issue. *Environmental Research*, v. 159, p. 555-563, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.049>

FREITAS, C.U.; JUNGER, W.; LEON, A.P.; GRIMALDI, R.; SILVA, M.A.F.R.; GOUVEIA, N. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, v. 22, n. 3, p. 445-454, 2013. <http://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742013000300009>

GARCÍA-PÉREZ, J.; LOPE, V.; LÓPEZ-ABENTE, G.; GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, M.; FERNÁNDEZ-NAVARRO, P. Ovarian cancer mortality and industrial pollution. *Environmental Pollution*, v. 205, p. 103-110, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.024>

- GÓIS SOBRINHO, E.M.G.; AZZONI, C.R. Aglomerações industriais relevantes do Brasil. *TD Nereus*, v. 7, p. 1-32, 2014.
- GOMES, A.C.D.S.; LUCIO, P.S.; SPYRIDES, M.H.C. Influência da Poluição por Material Particulado nas Internações de Crianças Asmáticas na Região da Grande São Paulo. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 4, p. 749, 2013. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v6.4.p749-763>
- GOUVEIA, N.; CORRALLO, F.P.; LEON, A.C.P.; JUNGER, W.; FREITAS, C.U. Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. *Revista de Saúde Pública*, v. 51, p. 117, 2017. <https://doi.org/10.11606/s1518-8787.2017051000223>
- GOUVEIA, N.; JUNGER, W.L. Effects of air pollution on infant and children respiratory mortality in four large Latin-American cities. *Environmental Pollution*, v. 232, p. 385-391, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.125>
- GUIMARÃES, P.; ROSÁRIO, N.É.; RIZZO, L.V. Percepção da poluição do ar por comerciantes no município de Diadema, na região metropolitana de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 51, p. 112-127, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190440>
- JASINSKI, R.; PEREIRA, L.A.A.; BRAGA, A.L.F. Air pollution and pediatric hospital admissions due to respiratory diseases in Cubatão, São Paulo State, Brazil, from 1997 to 2004. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 27, n. 11, p. 2242-2252, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2011001100017>
- LEAL, G.C.S.G.; FARIAS, M.S.S.; ARAUJO, A.F. O Processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. *Qualit@s Revista Eletrônica*, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2008. <http://dx.doi.org/10.18391/qualitas.v7i1.128>
- LEIRIÃO, L.F.L.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Environmental and health impacts due to the violation of Brazilian emissions control program standards in Sao Paulo Metropolitan Area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 70, p. 70-76, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.03.006>
- MEIRA, L.H.; MELLO, C.A.; CASTRO, Y.M.; OLIVEIRA, L.K.; NASCIMENTO, C.O.L. Measuring social effective speed to improve sustainable mobility policies in developing countries. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 78, p. 102200, 2020.
- NARDOCCI, A.C.; FREITAS, C.U.; LEON, A.C.M.P.; JUNGER, W.L.; GOUVEIA, N.C. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: Estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 29, n. 9, p. 1867-1876, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-311X00150012>
- OSTRO, B. *Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels*. Geneva: World Health Organization, 2004. (Environmental Burden of Disease Series, n. 5.) Disponível em: <https://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/ebd5/en/>. Acesso em: 18 dez. 2019.
- RHEE, J. *Associations of Air Pollution, Industries, and Socioeconomic Status With Acute Respiratory Distress Syndrome (ARDS) Among the Elderly in the U.S.* Dissertação (Mestrado) – Harvard, 2018. Disponível em: <<https://dash.harvard.edu/handle/1/37945657>>. Acesso em: 13 jan. 2020.
- RODRIGUES, C.G.; VORMITTAG, E.M.P.A.; CAVALCANTE, J.A.; SALDIVA, P.H.N. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v. 32, n. 3, p. 489-509, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0102-3098201500000029>
- RODRIGUES-SILVA, F.; SANTOS, U.P.; SALDIVA, P.H.N.; AMATO-LOURENÇO, L.F.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Health risks and economic costs of absenteeism due to air pollution in São Paulo, Brazil. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 12, n. 5, p. 826-833, 2012. <http://dx.doi.org/10.4209/aaqr.2011.12.0235>

ROMÃO, R.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N.; PINHEIRO, P.M.; BRAGA, A.L.F.; MARTINS, L.C. The relationship between low birth weight and exposure to inhalable particulate matter. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 29, n. 6, p. 1101-1108, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2013000600007>

ROSSETTO, R. *Cana-de-Açúcar*. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_92_22122006154841.html>. Acesso em: 19 dez. 2019.

SANCHEZ CCOYLLO, O.R.; SILVA DIAS, P.L.; ANDRADE, M.F. *O transporte de poluentes emitidos em Cubatão para a Região Metropolitana de São Paulo: estudo de caso de Agosto de 1999*. In: A METEOROLOGIA BRASILEIRA ALÉM DO ANO, 2000, Rio de Janeiro. *Resumos...*, 2000.

SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE. *Anuário Estatístico de Energético por Município no Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2019.

SEVERIAN, D. *Dinâmica industrial na Região Metropolitana de São Paulo: Uma análise do período 2000-2015*. São Paulo, 2018.

SILVA, A.F.; VIEIRA, C.A. Levantamento das emissões de material particulado provenientes de fontes estacionárias de indústria siderúrgica, um estudo de caso. *Revista Brasileira de Gestão e Engenharia*, v. 2, n. 18, p. 23-35, 2018.

SILVA, L.T.; ABE, K.C.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Avaliação de impacto à saúde da poluição do ar no município de Diadema, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 117-129, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170258>

TAYRA, F.; RIBEIRO, H.; NARDOCCI, A.C. Economic Cost of Air Pollution in Cubatão - SP Based on Health Expenses Related to Diseases of the Respiratory and Circulatory Systems Avaliação Econômica dos Custos da Poluição em Cubatão. *Saúde Social*, v. 21, n. 3, p. 760-775, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902012000300020>

VIEIRA-FILHO, M.S.; LEHMANN, C.; FORNARO, A. Influence of local sources and topography on air quality and rainwater composition in Cubatão and São Paulo, Brazil. *Atmospheric Environment*, v. 101, p. 200-208, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.025>

YANAGI, Y.; ASSUNÇÃO, J.V.; BARROZO, L.V. The impact of atmospheric particulate matter on cancer incidence and mortality in the city of São Paulo, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 28, n. 9, p. 1737-1748, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2012000900012>

ZHANG, Q.; JIANG, X.; TONG, D.; DAVIS, S.J.; ZHAO, H.; GENG, G.; FENG, T.; ZHENG, B.; LU, Z.; STREETS, D.G.; NI, R.; BRAUER, M.; VAN DONKELAAR, A.; MARTIN, R. V.; HUO, H.; LIU, Z.; PAN, D.; KAN, H.; YAN, Y.; LIN, J.; HE, K.; GUAN, D. Transboundary health impacts of transported global air pollution and international trade. *Nature*, v. 543, p. 705-709, 2017. <https://doi.org/10.1038/nature21712>



TRATAMENTO DE EFLUENTE KRAFT POR SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM ADIÇÃO DE CARVÃO ATIVADO COMO MEIO SUPORTE

KRAFT EFFLUENT TREATMENT BY ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS WITH ADDED ACTIVATED CARBON AS SUPPORT MEDIUM

Ketiny Camargo Castro 

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Curitiba (PR), Brasil.

Claudia Regina Xavier 

Professora titular do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UTFPR – Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Ketiny Camargo de Castro – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Rua Deputado Heitor Alencar Furtado, 5000 – Cidade Industrial de Curitiba – CEP: 81280-340 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: ketinnycamargo@gmail.com

Recebido em: 20/12/2019

Aceito em: 10/06/2020

RESUMO

Os efluentes industriais de celulose apresentam uma complexa composição de substâncias, com elevada carga orgânica e compostos recalcitrantes que dificultam o tratamento em sistemas biológicos comumente aplicados, como lodos ativados. Assim, faz-se necessária a realização de estudos para a melhoria desses tratamentos. Nessa perspectiva, este trabalho teve como objetivo avaliar um sistema de lodos ativados com adição de meio suporte de carvão ativado em pó (CAP) para o tratamento de efluente Kraft. Para isso, um reator foi operado por 110 dias, separado em quatro etapas. A primeira apenas de lodos ativados e as outras com concentrações de CAP de 2,4 e 6 g L⁻¹ (etapas II, III e IV, respectivamente). A remoção da matéria orgânica foi maior nas etapas com meio suporte, obtendo médias de 55,94 e 58% para demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio e carbono orgânico total, respectivamente. Parâmetros específicos, como cor, derivados de lignina e compostos aromáticos, foram removidos em 28, 29 e 36% em média, respectivamente, nas etapas com o CAP. Observou-se a formação de biofilme na superfície do meio suporte durante o tratamento, com maior concentração de biomassa na etapa IV, alcançando 4.086 mg L⁻¹ de sólidos suspensos voláteis. No geral, a adição do CAP como meio suporte no sistema de lodos ativados melhorou a eficiência de tratamento, entretanto o aumento da concentração de CAP no reator não apresentou melhorias significativas, o que indica a quantidade de 2 g L⁻¹ de CAP como a melhor concentração aplicada no sistema de lodos ativados.

Palavras-chave: tratamento biológico; efluente de celulose; biofilme.

ABSTRACT

Pulp mill effluents have a complex composition of substances, with a high organic load and recalcitrant compounds that hinder treatment in commonly applied biological systems, such as activated sludge. Thus, it is necessary to carry out studies to improve these procedures. Therefore, this work aimed to evaluate an activated sludge system with the addition of powdered activated carbon (PAC) as support medium for biomass to treat kraft effluent. The reactor was operated for 110 days in 4 stages. The first stage corresponded to activated sludge only and the others were operated with PAC addition of 2, 4, and 6 g L⁻¹ (stages II, III, and IV, respectively). The removal of organic matter was greater in the steps with medium support, obtaining averages of 55, 94 and 58% for COD, BOD₅, and TOC, respectively. Specific parameters such as color, lignin derivatives and aromatic compounds were removed in, on average, 28, 29 and 36%, respectively in the stages with the PAC. Biofilm formation was observed on the surface of the support medium during treatment, with a higher concentration of biomass in step IV, reaching 4,086 mg L⁻¹ of volatile suspended solids. Overall, the addition of PAC as a support medium in the activated sludge system has improved treatment efficiency. However, the increase in the concentration of PAC in the reactor did not show significant improvements, which indicates the amount of 2 g L⁻¹ of PAC as the best concentration applied in the activated sludge system.

Keywords: biological treatment; cellulose effluent; biofilm.

INTRODUÇÃO

A indústria de celulose tem como características o elevado consumo de água e o alto potencial para poluição ambiental. O efluente gerado nesse setor depende essencialmente do tipo de matéria-prima utilizada, do tipo de tecnologia de processo aplicada, da quantidade de recirculação interna do efluente e de demais práticas de gestão, tais como condições operacionais e presença de aditivos (HUBBE *et al.*, 2016; KAMALI *et al.*, 2019). A polpação por processos químicos, especialmente o Kraft, é atualmente a tecnologia mais aplicada nas indústrias do setor, na qual tem-se a geração de efluentes com altas concentrações de matéria orgânica, presença de cor e compostos tóxicos oriundos dos derivados da lignina e outros extrativos da madeira, além dos produtos químicos utilizados no processo. Esse efluente, quando não tratado ou tratado inadequadamente, pode comprometer a qualidade da água dos corpos receptores, ocasionando danos à comunidade aquática (ORREGO *et al.*, 2019; PEITZ; XAVIER, 2019).

Diversas tecnologias de tratamento são empregadas visando à remoção da matéria orgânica, da cor e dos compostos derivados da madeira do efluente Kraft. Entre elas, os sistemas biológicos como lodos ativados e lagoas de estabilização são os mais aplicados (HUBBE *et al.*, 2016; KAMALI *et al.*, 2019; MACHADO; XAVIER; COUTO, 2018). Tais sistemas apresentam resultados promissores na remoção de matéria orgânica biodegradável, entretanto têm baixa eficiência quanto à redução de cor e compostos derivados da lignina (KAMALI *et al.*, 2019; PEITZ; XAVIER, 2019). A utilização de reatores com biomassa fixada em material suporte, como o carvão ativado, tem apresentado vantagens para o tratamento de efluentes industriais, visto que se tem uma configuração de sistema mais compacta, capaz de enfrentar variações de cargas orgânica e hidráulica, além de suportar os compostos tóxicos presentes no efluente (BOU *et al.*, 2018; BRINK; SHERIDAN; HARDING, 2017; MUHAMAD *et al.*, 2015; PEITZ; XAVIER, 2019; SOLER; XAVIER, 2015; WANG *et al.*, 2016).

O carvão ativado também vem sendo utilizado em tratamentos de efluentes de indústria de celulose, principalmente para a remoção de cor e compostos recalcitrantes por meio do processo de adsorção, atingindo cerca de 80% de remoção desses compostos (ANTONY *et al.*, 2012; FENG *et al.*, 2020; HINOJOSA; XAVIER, 2016; KAMALI *et al.*, 2019). No processo de adsorção, o carvão é aplicado como material adsorvente por apresentar características como alta área superficial específica (ASE) (acima

de $700 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$), superfície irregular, volume de poros elevado e sítios ativos que favorecem a ligação e aderência de contaminantes, facilitando sua remoção do meio aquoso (GEREMIAS *et al.*, 2012; MISHRA; MISHRA; KHAN, 2010; XAVIER; TRAGHETTA; OLIVEIRA, 2010). Entretanto, esse processo tem como principal desvantagem a saturação dos sítios ativos do carvão, limitando o seu uso a um curto período tempo (MUHAMAD *et al.*, 2015).

Nesse sentido, a utilização do carvão ativado como meio suporte suspenso em sistemas de tratamentos biológicos se torna interessante, isso porque a elevada área específica disponível e a superfície irregular do carvão ativado em pó (CAP) podem facilitar a aderência de microrganismos e a formação de biofilme na superfície desse material, favorecendo a biodegradação dos contaminantes (BOU *et al.*, 2018; OSMAM *et al.*, 2013; YU *et al.*, 2019).

Buscando um sistema de tratamento estável e capaz de produzir um efluente tratado com melhor qualidade, foi desenvolvido o processo de lodos ativados com adição de carvão ativado em pó (PACT[®]), aplicado principalmente para tratamento de efluentes industriais (WANG *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2019). Nele, o carvão ativado é utilizado como meio suporte suspenso para os microrganismos, fornecendo mais estabilidade no sistema, o que corrobora melhor condição de biodegradabilidade (BOU *et al.*, 2018; CAMPOS *et al.*, 2014).

O PACT[®] destaca-se em comparação aos sistemas de lodos ativados convencionais, principalmente pela maior concentração de biomassa, capaz de tratar maior quantidade de carga orgânica em menor tempo de detenção hidráulica (TDH). Ele já foi empregado para tratamentos de efluentes industriais, como aqueles de indústrias químicas e petroquímicas, além de tratamento de chorume, proporcionando a remoção de cor e de compostos recalcitrantes (BOU *et al.*, 2018; CAMPOS *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2019).

Entretanto, a utilização do processo PACT[®] para tratamentos biológicos de efluentes de indústrias de celulose é pouco estudada, o que torna interessante o estudo desse sistema para o tratamento de um efluente com tamanha complexidade. Com base no exposto, o presente estudo avaliou a adição de carvão ativado em um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluente Kraft de uma indústria de celulose.

MATERIAIS E MÉTODOS

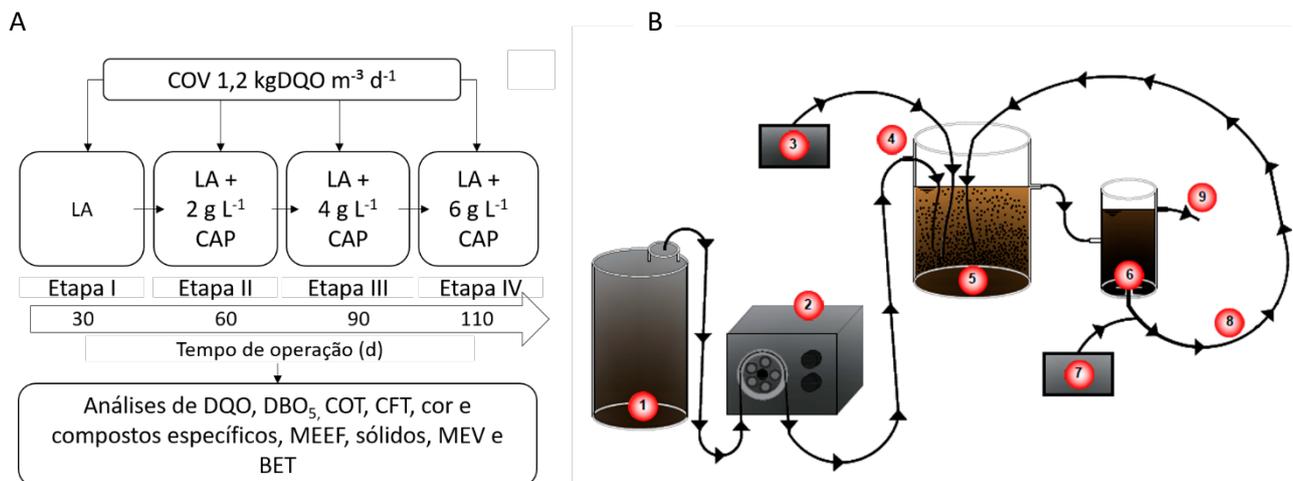
Coleta e caracterização do efluente industrial de celulose

O efluente utilizado no estudo foi disponibilizado por uma indústria de celulose localizada na região metropolitana de Curitiba (PR), Brasil. Foram realizadas três coletas durante o período de operação do sistema. Essas coletas eram feitas sempre que a última amostra do efluente armazenado no laboratório estava se findando. O efluente era coletado na entrada do sistema de tratamento biológico da indústria, em dias e horários aleatórios, e em seguida transportado em galões de 30 L, mantido em temperatura de 4°C e na ausência de luz.

Caracterização do meio suporte

O CAP utilizado no estudo foi fabricado com casca de coco. Para a caracterização desse material, foram realizadas a determinação da ASE e a distribuição de volume de poros de uma amostra do CAP utilizado nesta pesquisa. A amostra de CAP foi pré-tratada com aquecimento a 150°C a vácuo durante quatro horas. As isotermas de adsorção e dessorção de nitrogênios foram obtidas em um analisador de sorção de gás Quantachrome, modelo NOVA 2000e. A ASE da amostra foi

calculada utilizando o método com pontos múltiplos Brunauer-Emmet-Teller, desenvolvido para multicamadas, de acordo com a determinação da International Organization for Standardization (ISO) 9277 (ISO, 2010). O volume e o raio médio dos poros foram calculados pela análise da curva de dessorção utilizando o modelo de Barret-Joyner-Halenda, conforme descrito por Luz *et al.* (2013).



1: reservatório de efluente Kraft; 2: bomba peristáltica; 3: compressor de ar usado na aeração do reator; 4: entrada do afluente; 5: reator aeróbio; 6: decantador; 7: compressor de ar usado na recirculação do lodo; 8: recirculação de lodo; 9: saída do efluente tratado; COV: carga orgânica volumétrica; LA: lodos ativados; CAP: carvão ativado em pó; DQO: demanda química de oxigênio; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total; CFT: compostos fenólicos totais; MEEF: matriz de emissão e excitação de fluorescência; MEV: microscopia eletrônica de varredura; BET: técnica de análise de área superficial específica Brunauer—Emmet—Teller.

Figura 1 – (A) Fluxograma metodológico do experimento; (B) sistema de lodos ativados com carvão ativado em pó.

Operação do sistema de tratamento

O sistema empregado foi de lodos ativados, composto de um reator aeróbio com o volume útil de 1 L, seguido de tanque decantador (0,5 L) e sistema de retorno *airlift*. A alimentação do reator deu-se por meio de bomba peristáltica (modelo Milan — Mod. BP600), e a aeração foi promovida por compressores de ar com vazão média de 50 L O₂ h⁻¹. Para o preparo do afluente, antes do tratamento foi adicionada solução contendo NH₄Cl (19,103 g L⁻¹) e K₂HPO₄ (5,624 g L⁻¹), de modo a se obter a proporção de 100:5:1 para a DQO:N:P. Além disso, o pH do afluente foi ajustado para 7,0 ± 0,1 (PEITZ; XAVIER, 2017). Na Figura 1, é possível observar o fluxograma experimental e o sistema do reator de lodos ativados com CAP como meio suporte.

A carga orgânica volumétrica (COV) adotada foi de 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. A vazão de entrada e o TDH foram

controlados em função da COV prevista. Ao reator, foi adicionado lodo proveniente da estação de tratamento de efluente de celulose para a concentração de 2,5 g L⁻¹ de sólidos suspensos voláteis (SSV). Após a montagem e estabilização do sistema, o tratamento foi avaliado durante quatro etapas no período total de 110 dias, sendo a etapa I apenas com lodos ativados e as etapas II, III e IV com concentrações de 2,4 e 6 g L⁻¹ de CAP acumulado ao longo do tratamento, ou seja, a cada 30 dias de operação foram adicionados 2 g L⁻¹ de CAP até a obtenção do total de 6 g L⁻¹. É válido ressaltar que o sistema foi operado de forma contínua e que o reator foi alimentado com efluente bruto proveniente da indústria durante todo o período de operação, não sendo feita a recirculação do efluente tratado.

Tabela 1 – Frequência de análises realizadas e os métodos analíticos utilizados*.

Parâmetro	Frequência	Método/Equipamento/Referência
CFTs	3 vezes por semana	Abs ₂₁₅ - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (CHAMORRO <i>et al.</i> , 2010)
Compostos aromáticos	3 vezes por semana	Abs ₂₅₄ - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (ÇEÇEN, 2003)
Compostos lignínicos	3 vezes por semana	Abs ₂₈₀ - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (ÇEÇEN, 2003)
Compostos lignossulfônicos	3 vezes por semana	Abs ₃₄₆ - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (ÇEÇEN, 2003)
Cor	3 vezes por semana	Abs ₄₄₀ - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (ÇEÇEN, 2003)
COT	1 vez por semana	5310 C - Equipamento HiPerTOC (APHA; AWWA; WPCG, 2012)
DBO ₅	3 vezes por semana	5210 B - Incubadora BOD (APHA; AWWA; WPCG, 2012)
Desenvolvimento do biofilme	1 vez por etapa	Microscópio eletrônico de varredura Quanta Quorum Q150R
DQO	3 vezes por semana	5220 D - Espectrofotômetro UV-Vis Varian (APHA; AWWA; WPCG, 2012)
pH	3 vezes por semana	pHmetro CienlaBmPA - 210
SST e SSV	1 vez por etapa	2540 D, E e F (APHA; AWWA; WPCG, 2012)

*As análises de demanda química de oxigênio (DQO), cor e de compostos fenólicos totais (CFT), lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos foram realizadas em triplicatas. A de DBO₅ em duplicata com coeficiente de variação < 5%; CFT: compostos fenólicos totais; COT: carbono orgânico total; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis.

As amostras de afluente e efluente do tratamento foram filtradas em um aparato de filtração com membrana de nitrocelulose de 0,45 µm (UNIFIL). Para avaliação de remoção de matéria orgânica, foram utilizados os parâmetros de DQO, DBO₅ e COT. Já para os compostos específicos, os parâmetros de cor, CFT e compostos derivados de lignina foram avaliados. Na Tabela 1 estão expostas as metodologias empregadas na caracterização do efluente cedido pela indústria e na avaliação da eficiência do tratamento de lodos ativados com o CAP quanto à periodicidade das análises do afluente e efluente do sistema.

As eficiências de remoção (ER) de DQO, DBO₅, COT, cor, CFT, compostos lignínicos, lignossulfônicos e aromáticos foram determinadas considerando as variáveis presentes no afluente (Co) e no efluente (Cf) do sistema por meio da Equação 1.

$$ER(\%) = \left(\frac{Co - Cf}{Co} \right) * 100 \quad (1)$$

Além disso, análises de matriz de excitação e emissão de fluorescência (MEEF) foram realizadas para avaliação qualitativa da remoção de contaminantes do efluente Kraft. Para a determinação de MEEF, amostras do afluente e do efluente ao final de cada etapa do tratamento foram filtradas em membrana de nitrocelulose de 0,45 µm. As análises foram realizadas em triplicata no equipamento Varian Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer, nos espectros de MEEF, em comprimentos de onda de 200 a 700 nm para emissão e de 200 a 600 nm para excitação utilizando cubeta de quartzo de 1 cm², seguindo a metodologia utilizada por Chen *et al.* (2003) e Managó (2018).

Caracterização da biomassa

O desenvolvimento da biomassa no reator foi avaliado por análises de sólidos no licor misto. Foram analisados sólidos suspensos totais (SST) e SSV com base na metodologia descrita por American Public Health (APHA), American Water Works (AWWA) e Water Pollution Control Federation (WPCF) (2012). Considerando a influência do carvão ativado nas análises de sólidos, fez-se a diferença entre os sólidos totais voláteis presentes no reator e a contribuição do CAP em cada uma das concentrações empregadas (2,4 e 6 g L⁻¹ de CAP).

Com os valores de sólidos voláteis e a concentração de substrato (DBO₅) disponível no sistema, determinaram-se os valores da razão alimento/microrganis-

mo (A/M) e a taxa de utilização do substrato (U), que auxiliam na análise de eficiência e desenvolvimento da biomassa durante o tratamento.

Além disso, amostras do CAP antes de ser adicionado ao sistema de lodos ativados e durante as etapas do tratamento foram analisadas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) para avaliação da superfície do meio suporte e do crescimento microbiano nele durante o tratamento. Para essa análise, as amostras foram liofilizadas e posteriormente metalizadas no equipamento Quanta Quorum Q150R, realizando seu recobrimento com ouro para análise no microscópio eletrônico de varredura com filamento de tungstênio em aumento de 1.000, 2.500 e 10.000 vezes.

Análise estatística

Para avaliar diferenças significativas entre as ER dos parâmetros durante as etapas do tratamento, foram aplicadas análises estatísticas de variância após testes de normali-

dade dos dados utilizando o *software* BioEstat 5.3. Os testes estatísticos foram realizados com todos os resultados de remoção obtidos durante as etapas de tratamento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do efluente Kraft

As características físico-químicas dos afluentes utilizados durante as etapas de tratamento estão expostas na Tabela 2. Os valores de DQO presente nos afluentes

tiveram baixa variação durante o tratamento, sendo o menor valor 642,3 (± 55) mg L⁻¹, na etapa I, e o maior 764,6 (± 23,9) mg L⁻¹, na etapa IV. Diferentes valores de

DQO de efluentes Kraft são encontrados na literatura, variando de 300 a 2.300 mg L⁻¹ (BRINK; SHERIDAN; HARDING, 2017; MACHADO; XAVIER; COUTO, 2018; MICHELETTO *et al.*, 2019; PEITZ; XAVIER, 2019; VANZETTO *et al.*, 2014). Essa variação dá-se principalmente em razão de mudanças operacionais como funcionamento de equipamentos e processos de lavagem na produção da celulose, gerando efluentes muito distintos para o mesmo tipo de processo (KAMALI *et al.*, 2019).

Conforme exposto na Tabela 2, o afluente aplicado na etapa I foi o que apresentou melhor biodegradabilidade, com razão DBO₅/DQO de 0,30. De acordo com Chamorro *et al.* (2010), relações menores que 0,30 podem comprometer o tratamento biológico do afluente.

Caracterização do meio suporte

As características do carvão ativado utilizado como meio suporte durante o tratamento foram analisadas por meio de determinação da ASE e dos volumes e diâmetros médios dos poros. Assim, a ASE do carvão ativado utilizado nesta pesquisa foi de 1.328,37 m² g⁻¹, com diâmetro dos poros de 34,4 Å e volume de 0,42 cm³ g⁻¹. De acordo com Campos *et al.* (2014), a ASE do carvão ativado geralmente está entre 600 e 1.400 m² g⁻¹, o que

Efluentes provenientes de indústria de celulose e papel geralmente apresentam valores da razão DBO₅/DQO abaixo do indicado, por conta da presença de compostos específicos (lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos) e CFT, os quais são recalcitrantes e dificultam o tratamento biológico (CHAMORRO *et al.*, 2010; MACHADO; XAVIER; COUTO, 2018). Apesar disso, sistemas biológicos são os mais aplicados para tratamento de efluente desse setor, o que salienta a necessidade de aprimoramento desses sistemas a fim de suprir a deficiência de remoção desses compostos recalcitrantes (KAMALI *et al.*, 2019; PEITZ; XAVIER, 2019).

varia de acordo com a origem do material e o processo de fabricação utilizado.

Luz *et al.* (2013) utilizaram um carvão ativado de casca de coco para adsorção de fenol e observaram ASE de 724 m² g⁻¹, com diâmetro dos poros de 21,35 Å e volume de 0,39 cm³ g⁻¹. O estudo realizado por Bou *et al.* (2018) utilizou um carvão ativado proveniente da casca de coco com ASE de 726 m² g⁻¹, com diâmetro dos

Tabela 2 – Caracterização físico-química dos afluentes aplicados nas etapas de tratamento*.

Parâmetros	Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
DQO (mg L ⁻¹)	642,3 ± 55,0	673,6 ± 15,7	762,3 ± 60,5	764,6 ± 23,9
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	188,2 ± 67,9	199,1 ± 23,8	223,7 ± 48,9	203,7 ± 12,0
DBO ₅ /DQO	0,30	0,29	0,29	0,27
COT (mg L ⁻¹)	129,6 ± 15,2	167,6 ± 28,2	192,4 ± 1,0	205,0 ± 9,4
CFT (mg L ⁻¹)	318,9 ± 58,6	345,2 ± 20,6	363,0 ± 32,2	359,9 ± 12,6
Cor (Vis ₄₄₀)	0,49 ± 0,03	0,55 ± 0,02	0,52 ± 0,03	0,55 ± 0,02
pH	7,8 ± 0,9	8,5 ± 0,9	8,1 ± 0,4	7,4 ± 0,3
C. aromáticos (UV ₂₅₄)	6,3 ± 0,6	6,8 ± 0,3	6,7 ± 0,7	6,8 ± 0,3
C. lignínicos (UV ₂₈₀)	4,6 ± 0,8	5,2 ± 0,2	5,6 ± 0,3	5,7 ± 0,1
C. lignossulfônicos (UV ₃₄₆)	1,6 ± 0,3	1,8 ± 0,1	1,9 ± 0,2	1,9 ± 0,1

*Os valores apresentados foram obtidos por meio das análises realizadas durante todo o período de operação (110 d): N = 40; Etapa I: N = 12; Etapa II: N = 10; Etapa III: N = 10; Etapa IV: N = 8. Esses valores são referentes à caracterização do efluente cedido pela indústria, previamente à correção de pH e à adição de nutrientes, para ser utilizado como afluente do tratamento; DQO: demanda química de oxigênio; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total; CFT: compostos fenólicos totais; C.: composto.

poros de 25,6 Å e volume de 0,26 cm³ g, em um reator tipo PACT® para o tratamento de lixiviado, valores inferiores aos encontrados no CAP utilizado neste trabalho. Yu *et al.* (2019) relatam que o tamanho da partícula, a

porosidade e a área superficial disponível de um meio suporte particulado influenciam diretamente na formação de biofilme em sua superfície, o que pode facilitar a aderência dos microrganismos.

Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica foi monitorada por meio dos parâmetros DQO, DBO₅ e COT. Na Figura 2, são apresentados os valores de COV e TDH e a relação de biodegradabilidade do afluente aplicado durante o tratamento (Figura 2A), além das remoções de DBO₅, DQO e COT obtidos após as etapas I, II, III e IV (Figura 2B).

A COV foi mantida próxima a 1,21 (± 0,03) kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹, conforme mostrado na Figura 2A. Em razão de a COV ter sido fixada, o TDH variou em função da concentração inicial de DQO no afluente, apresentando maiores valores nas etapas III e IV, com média de 15 h, quando

foram obtidos os maiores valores de DQO, com concentrações próximas a 760 mg L⁻¹ (Tabela 2).

Quanto à remoção da matéria orgânica (Figura 2B), na etapa I, tratamento apenas com o sistema de lodos ativados e com TDH de 12 h, obteve-se média de remoção de 76,5, 46 e 54% de DBO₅, DQO e COT, respectivamente, valores inferiores aos obtidos nas etapas seguintes, como demonstrado na Figura 2B.

Com a adição de 2 g L⁻¹ de CAP na etapa II, pode-se observar na Figura 1B que houve elevação na ER de DQO, atingindo 65%. Isso pode ter ocorrido por conta do

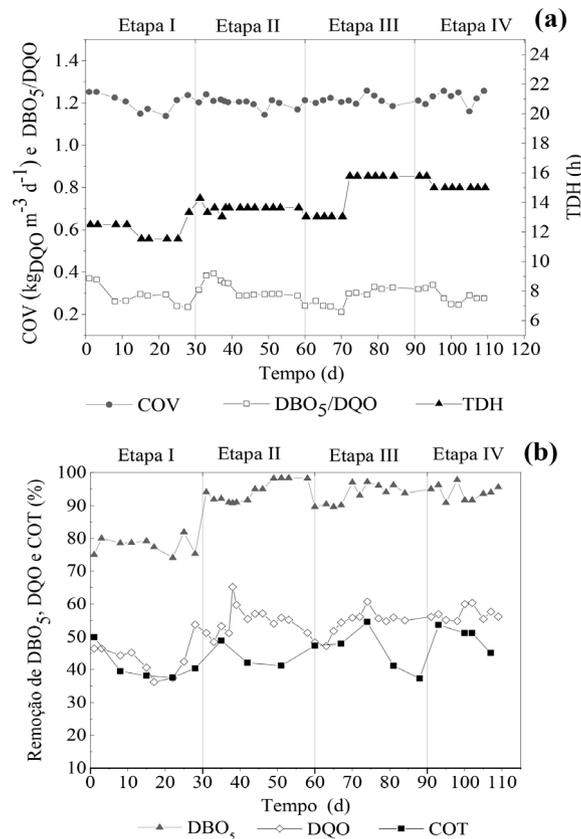


Figura 2 – (a) Carga orgânica volumétrica (COV), relação de biodegradabilidade (DBO₅/DQO) e tempo de detenção hidráulica (TDH). (b) Remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT) durante o tratamento.

contato imediato do substrato com o carvão ativado, proporcionando maior eficiência, pois o carvão ativado é um excelente adsorvente e tem grande área superficial prontamente disponível (MUHAMAD *et al.*, 2015; YU *et al.*, 2019). Logo em seguida, é possível notar que ocorre uma estabilidade na ER, mantendo a média de $55(\pm 5)\%$. Quanto à DBO_5 , também se obtiveram maiores remoções na etapa II, chegando a atingir 98% com TDH médio de 13,5 h. Wang *et al.* (2016) utilizaram um reator sequencial em batelada com ciclo de 28 h, com 2 g L^{-1} de CAP para tratamento de efluente de indústria química, e alcançaram 65 e 68% de remoção de DQO e COT respectivamente, e, apesar de matriz diferente, os resultados foram similares aos do presente estudo, no qual a remoção de COT chegou a 62% na etapa IV.

Estudos de tratamento de efluente industrial de celulose utilizando diferentes meios suportes em reatores biológicos obtiveram resultados inferiores aos encontrados neste estudo. Peitz e Xavier (2017) alcançaram 41% de remoção de DQO e 92% de DBO_5 em um reator biológico contínuo com meio de suporte AMB, COV de $1,2 \text{ kg}_{DQO} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e TDH de 20 h. Brink, Sheridan e Harding (2017) estudaram o tratamento do efluente de uma indústria de celulose em um sistema biológico de leito móvel (MBBR, do inglês *moving bed biofilm reactor*) com meio suporte de polietileno de alta densidade, aplicando um TDH

de 16 h e COV com variação entre 2 e $6 \text{ kg}_{DQO} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, e obtiveram 46% de remoção de DQO.

Esses estudos alcançaram eficiências menores que os resultados obtidos nas etapas com CAP desta pesquisa, mesmo operando com TDH superiores. Isso possivelmente ocorreu por conta da interação entre a interface do CAP com biofilme e o efluente no reator, visto que, por ser um material em pó, o carvão ativado tem mais mobilidade no sistema, proporcionando maior contato dos microrganismos fixados em sua superfície com os contaminantes presentes no efluente, ocasionando maior eficiência na biodegradação, o que corrobora a viabilidade de aplicação do carvão ativado como meio suporte no tratamento de efluente de indústria de celulose.

Ao comparar os resultados de remoção da matéria orgânica obtidos durante as etapas de tratamento, observou-se uma diferença significativa ($p < 0,01$) entre as remoções obtidas na etapa I (apenas lodos ativados) e as etapas com adição de CAP, com $2,4$ e 6 g L^{-1} , conforme apresentado na Tabela 3.

É possível observar que não se teve uma melhoria significativa nas remoções com o aumento da concentração do CAP, obtendo-se remoções semelhantes durante as etapas II, III e IV para DQO, DBO_5 e COT, conforme demonstrado na Tabela 3.

Tabela 3 – Análise estatística de teste análise de variância entre as eficiências de remoção dos parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) e carbono orgânico total (COT) durante as etapas do tratamento*.

		Etapa I	Etapa II	Etapa III	Etapa IV
DQO	Etapa II	< 0,01	-	ns	ns
	Etapa III	< 0,01	ns	-	ns
	Etapa IV	< 0,01	ns	ns	-
DBO_5	Etapa II	< 0,01	-	ns	ns
	Etapa III	< 0,01	ns	-	ns
	Etapa IV	< 0,01	ns	ns	-
COT	Etapa II	< 0,01	-	ns	ns
	Etapa III	< 0,01	ns	-	ns
	Etapa IV	< 0,01	ns	ns	-

*Os resultados apresentados são referentes aos testes estáticos realizados utilizando os valores de eficiências de remoções de DQO, DBO_5 e COT durante as etapas; ns: não significativo, testes que apresentaram $p > 0,05$.

Remoção de compostos específicos

Os valores de remoções de cor, CFT, compostos lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos e remoção de compostos fluorogênicos durante o tratamento podem ser observados na Figura 3. A remoção de cor está exposta na Figura 3A, na qual se pode notar que a etapa I teve o menor valor de remoção (11%). Esses resultados são similares aos apresentados na literatura de que, de acordo com Kamali *et al.* (2019), tratamentos biológicos geralmente apresentam baixa ou nenhuma eficiência para remoção de cor de efluentes de indústria de celulose, podendo até gerar compostos cromóforos durante o tratamento, como descrito por Peitz e Xa-

vier (2019), que notaram o acréscimo de 20% de cor no tratamento de efluente Kraft em um sistema de lagoa aerada com meio suporte esponjoso.

No início da etapa II, com a adição de 2 g L⁻¹ de CAP e TDH de 12 h, o sistema removeu 41% de cor, possivelmente por adsorção dos compostos cromóforos derivados de lignina nos sítios de troca do carvão ativado. Após isso, a remoção da cor manteve-se em torno de 28%, ainda superior à obtida na etapa sem a adição do CAP. Essa tendência se manteve também nas etapas III e IV, com as concentrações de 4 e 6 g L⁻¹ de CAP. Em um

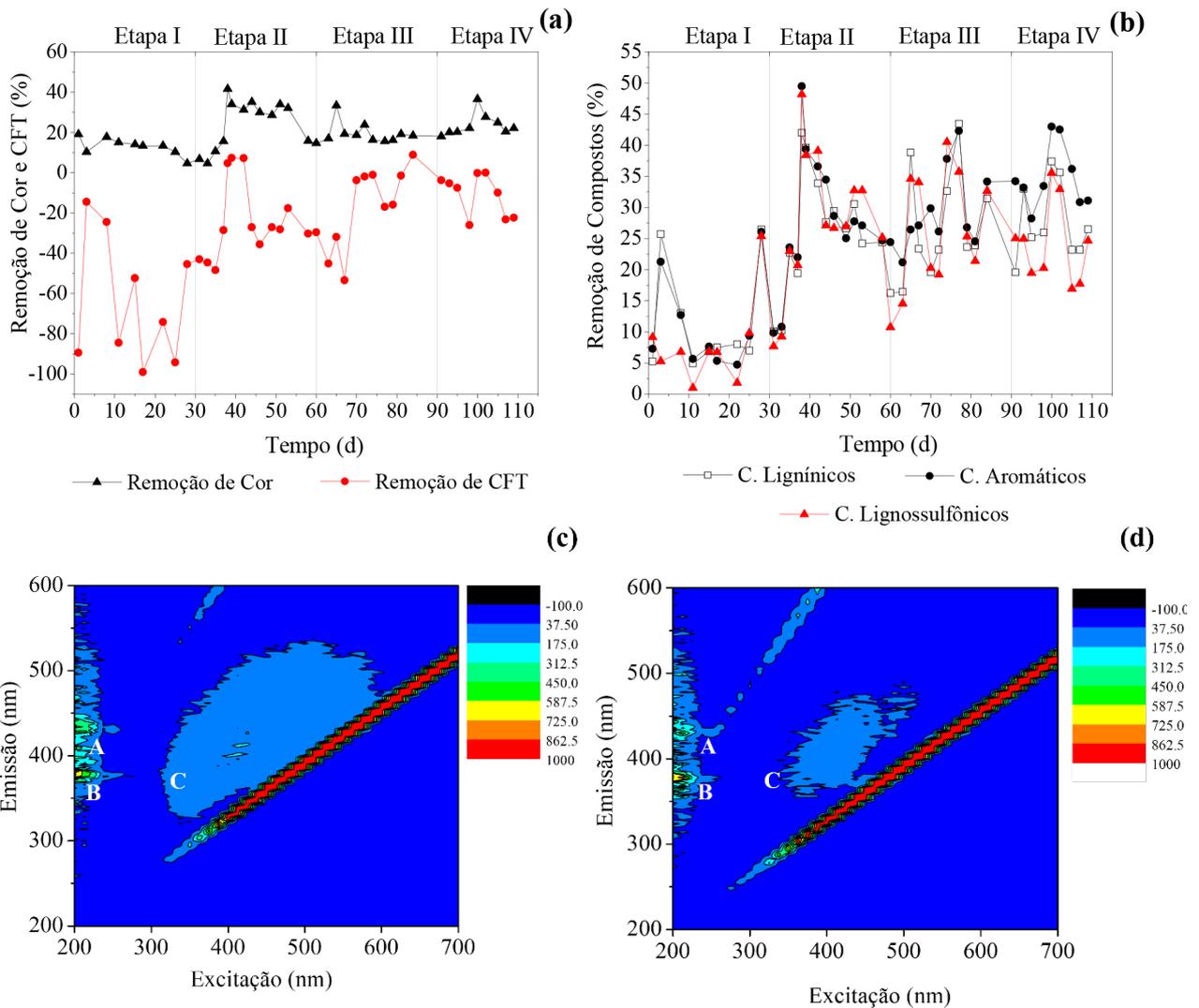


Figura 3 – (a) Remoção de cor e compostos fenólicos totais (CFT). (b) Remoção de compostos lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos. (c) Matriz de emissão e excitação de fluorescência do afluente. (d) Matriz de emissão e excitação de fluorescência do efluente.

sistema de lodos ativados em batelada com adição de 2,4 e 6 g L⁻¹ de CAP e TDH de 24 h, Bou *et al.* (2018) trataram lixiviado de aterro sanitário em mistura com esgoto doméstico sintético (2,5 e 10% de lixiviado). Eles também buscaram remover cor e observaram os melhores resultados com o uso de 4 g L⁻¹ de CAP, atingindo 79% de remoção desse parâmetro (BOU *et al.*, 2018). Essa eficiência é superior à encontrada no presente estudo, entretanto, os autores trabalharam com um TDH maior, o que pode ter colaborado para a maior remoção.

Em relação aos resultados dos CFT, apresentados na Figura 3A, é possível notar que não houve remoção desse parâmetro durante o tratamento, ocorrendo seu incremento em todas as etapas. Na etapa I, o efluente tratado apresentou aumento de 57% na concentração média de CFT. Já nas demais etapas (II, III e IV), esse aumento foi de 12%. Resultados parecidos quanto à produção de CFT foram encontrados por vários autores que trataram efluentes Kraft em sistemas biológicos aerados, obtendo incrementos que passaram de 100% da concentração inicial (BRINK; SHERIDAN; HARDING, 2017; MACHADO; XAVIER; COUTO, 2018; PEITZ; XAVIER, 2017). A diferença no incremento dos CFT na presença e na ausência de CAP pode estar relacionada ao desenvolvimento de biofilme na superfície do carvão ativado, proporcionando o crescimento de microrganismos mais resistentes aos compostos tóxicos como os CFT, contribuindo para menores valores de incremento no sistema biológico aeróbio com o CAP, como discutido por Yu *et al.* (2019).

A média de ER dos compostos derivados de lignina na etapa I foi de 13% para lignínicos e aromáticos e de 10% para compostos lignossulfônicos, os menores resultados encontrados entre as distintas etapas (Figura 3B). Vanzetto *et al.* (2014) trataram efluente Kraft em MBBR com COV de 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹, similarmente ao que foi feito neste trabalho, e obtiveram remoções de compostos lignínicos e aromáticos de 1,4 e 3,8%, respectivamente. De acordo com Kamali *et al.* (2019), compostos derivados de lignina são em geral recalcitrantes e difíceis de serem removidos por tratamento biológico. Alguns estudos mostraram o incremento desses compostos chegando a aumentar em 10% as suas concentrações (CHAMORRO *et al.*, 2010; MACHADO; XAVIER; COUTO, 2018).

No início da etapa II (Figura 2B), com o TDH de 13,5 h, as remoções dos compostos aumentaram conside-

ravelmente em relação à primeira etapa, alcançando uma ER de 41, 49 e 48% de compostos lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos, respectivamente. Posteriormente ao primeiro contato, as remoções médias ficaram em torno de 30% para esses compostos.

Quanto às análises estatísticas, as remoções dos compostos específicos apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) apenas nos resultados obtidos entre a etapa I e as etapas com adição de CAP. Já entre as etapas II, III e IV, não se obteve diferença significativa nas remoções com diferentes concentrações de CAP. Isso ocorreu possivelmente por conta da baixa amplitude da faixa de concentrações adotadas (2, 4 e 6 g L⁻¹), sendo necessária a realização de estudos com aplicações maiores que 6 g L⁻¹ de CAP para analisar se de fato a quantidade desse meio suporte no reator não influencia na eficiência do sistema.

A remoção desses compostos também pode ser observada nas Figuras 3C e 3D, nas quais são expostas as matrizes de fluorescência de emissão (Em) e excitação (Ex) do afluente e do efluente da etapa IV. Foram analisados picos primários de intensidade possivelmente atribuídos a:

- ácidos fúlvicos em Ex. 230 nm / Em. 400 a 450 nm (pico A);
- sulfonatos de lignina, lignina e lignina degradada em Ex. 250–400 nm / Em. 280–380 nm (pico B);
- ácidos húmicos em Ex. 320–330 nm / Em. 410–450 nm (pico C).

Os mesmos resultados também foram observados por Chen *et al.* (2003) e Managó (2018).

Nas imagens, é possível observar a diminuição de intensidade dos picos A, B e C, que, de acordo com Managó (2018), pode estar relacionada com a remoção de compostos orgânicos específicos. Já Carstea *et al.* (2016) separaram os compostos fluorogênicos por meio da emissão de 380 nm, na qual, segundo os autores, os componentes que contribuem para a fluorescência Em < 380 nm são hidrocarbonetos, aminoácidos aromáticos e compostos derivados de lignina. Foi possível notar a remoção desses compostos com a diminuição da intensidade nessa faixa de emissão.

Desenvolvimento da biomassa no reator

A biomassa desenvolvida no sistema foi avaliada por análises de sólidos presentes no licor misto do reator e por meio de MEV. Na Tabela 4 são apresentadas as concentrações de sólidos presentes no licor misto do reator aerado. Também estão lá as razões de A/M e a taxa de utilização do substrato (U) em cada etapa.

Conforme apresentado na Tabela 4, a maior concentração de biomassa durante o tratamento ocorreu na etapa IV, com a concentração acumulada de 6 g L^{-1} de CAP, em que o SSV apresentou a concentração de 4.086 mg L^{-1} . Já em relação à razão SSV/SST determinada ao final de cada etapa, houve variação entre 0,5 e 0,7, o que indica a estabilização da biomassa. Também se observou que a razão SSV/SST não variou em função do aumento da concentração de carvão ativado. De acordo com Von Sperling (2016), sistemas de aeração prolongada com formação de flocos biológicos e de elevadas idades de lodo apresentam essa relação na faixa de 0,60 a 0,75, o que está de acordo com o obtido neste trabalho, em que não se realizou o descarte de lodo durante toda a operação (110 dias).

Na Tabela 4, observa-se que a relação A/M esteve entre 0,08 e 0,11 $\text{kgDBO}_5 \text{ kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, o que também está de acordo com sistemas de aeração prolongada, os quais têm valores de A/M de 0,08 a 0,15 $\text{kgDBO}_5 \text{ kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (VON SPERLING, 2016).

Comparando a taxa de utilização do substrato (U) com a A/M, na Tabela 4, é possível verificar que houve um elevado consumo do substrato biodegradável durante o tratamento em cada uma das etapas. Os valores de U estão bem próximos aos de A/M, principalmente nas etapas com o CAP. Embora essa variação entre as eta-

pas seja pequena, isso indica a eficiência do sistema para a remoção de matéria orgânica biodegradável e confirma a melhoria do desempenho do sistema em relação à degradação de matéria orgânica (DBO_5) nas etapas com o meio suporte, como mostrado na Figura 2B e observado no teste de análise de variância, com valor de $p < 0,01$ entre as etapas sem e com CAP (Tabela 3). O desenvolvimento da biomassa também pode ser observado na Figura 4, que tem expostas as micrografias do CAP e do lodo retirado ao final das etapas com o meio suporte (etapas II, III e IV). Nelas, é possível observar a formação de biofilme sob a superfície do CAP ao longo do tratamento.

Observando as imagens expostas na Figura 4, é notório o aumento da biomassa durante o tratamento, com presença de maiores quantidades de material biológico, possíveis formações filamentosas e aglomerações de microrganismos, o que condiz com os resultados apresentados na Tabela 4, apontando a maior quantidade de biomassa na etapa IV. Quanto ao desenvolvimento do biofilme, observando as micrografias com o aumento de 10 mil vezes (Figuras 4C, 4I e 4L), percebe-se que ocorreu o crescimento de microrganismos aderidos à superfície do CAP. Estes são possivelmente bactérias, fungos e bactérias filamentosas, que estão em maior abundância em amostras de sólidos após os 110 dias de operação do reator tipo PACT®.

Com isso, é possível afirmar que a adição do carvão ativado permitiu a formação de biofilme, o que pode ter proporcionado uma estabilidade do sistema perante as remoções dos parâmetros avaliados, como também observado por outros autores (BOU *et al.* 2018; CAMPOS *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2019).

Tabela 4 – Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), valores de SSV/SST, alimento/microrganismo (A/M) e taxa de utilização do substrato (U)[#].

Etapa	SST*	SSV*	SSV/SST	A/M**	U**
Etapa I	5.650,1	3.493,3	0,6	0,10	0,08
Etapa II	6.110,0	3.796,7	0,6	0,09	0,09
Etapa III	6.693,3	3.356,7	0,5	0,11	0,10
Etapa IV	6.060,0	4.086,6	0,7	0,08	0,07

[#]Os valores apresentados na tabela são referentes a uma análise de sólidos ao final de cada etapa; SST: sólidos suspensos totais do licor misto; SSV: sólidos suspensos voláteis do licor misto; * mg L^{-1} ; ** $\text{kgDBO}_5 \text{ kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

CONCLUSÃO

Neste estudo, avaliou-se a adição de CAP como meio suporte em concentrações de 2,4 e 6 g L⁻¹ em um reator de lodos ativados em comparação com o sistema sem o CAP para tratamento de efluente Kraft. Durante o tratamento, a remoção da matéria orgânica foi maior na presença do meio suporte, obtendo médias de 55, 94 e 60% para DQO, DBO₅ e COT, respectivamente.

Parâmetros específicos, como cor, derivados de lignina e compostos aromáticos foram removidos em 28, 29 e

36% em média, respectivamente, nas etapas com meio suporte, entretanto CFT não foram removidos durante todo o tratamento. As análises de MEEF também indicaram a biotransformação de compostos específicos durante o processo com a remoção parcial dos compostos fluorogênicos.

Observou-se a formação de biofilme na superfície do meio suporte durante o tratamento, com maior concentração de biomassa na etapa IV, alcançando 4.086 mg L⁻¹ de SSV.

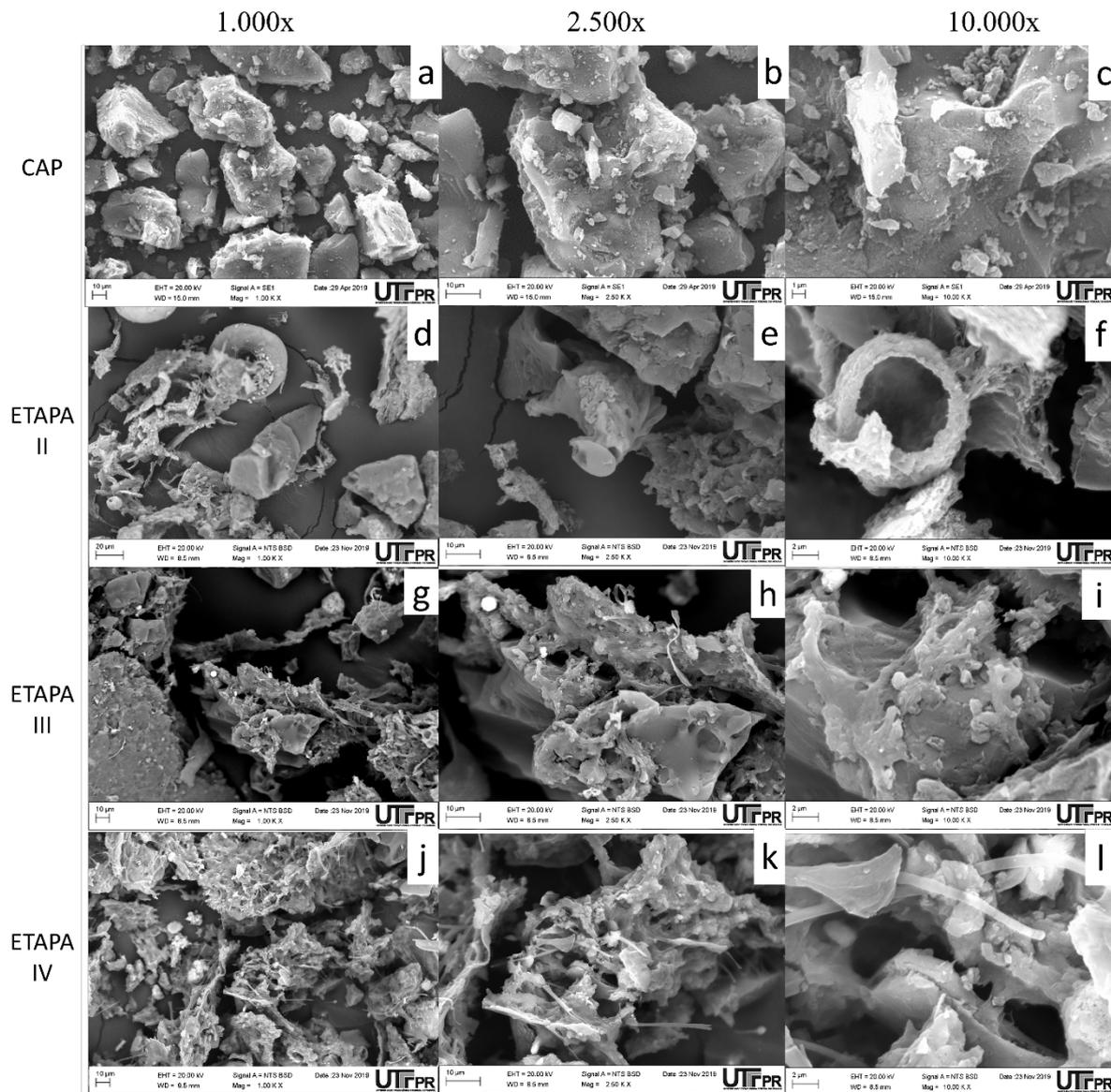


Figura 4 – Micrografias de partículas de carvão ativado em pó (CAP) com aumento de: (a) 1.000 x, (b) 2.500 x e (c) 10.000 x. Micrografias do lodo com CAP ao final da etapa II com aumento de (d) 1.000 x, (e) 2.500 x e (f) 10.000 x; ao final da etapa III com aumento de (g) 1.000 x, (h) 2.500 x e (i) 10.000 x; e ao final da etapa IV com aumento de (j) 1.000 x, (k) 2.500 x e (l) 10.000 x.

De modo geral, a adição do CAP ao sistema de lodos ativados melhorou a eficiência de tratamento do efluente de celulose Kraft, porém o aumento da concentração desse meio suporte no reator não apresentou melhorias estatisticamente significativas. Diante da variação de concen-

tração de meio suporte empregada neste estudo e dos resultados observados, considera-se que a concentração de 2 g L⁻¹ de CAP em lodos ativados foi suficiente para melhorar o tratamento do efluente de celulose Kraft em COV de 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ em escala de laboratório.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem o apoio da indústria de celulose que forneceu o efluente para o estudo, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia

Ambiental, à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), ao Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais da UTFPR, ao Laboratório Multiusuário de Análises Químicas e a todos os demais colaboradores.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH (APHA); AMERICAN WATER WORKS (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: American Public Health/American Water Works, 2012.

ANTONY, A.; BASSENDEH, M.; RICHARDSON, D.; AQUILINA, S.; HODGKINSON, A.; LAW, I.; LESLIE, G. Diagnosis of dissolved organic matter removal by GAC treatment in biologically treated paper mill effluents using advanced organic characterisation techniques. *Chemosphere*, v. 86, n. 8, p. 829-836, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.11.059>

BOU, A.S.F.; PEREIRA, B.C.; SILVA, L.D.B.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; NASCENTES, A.L. Remoção da cor no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico via processo PACT. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 2, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018150425>

BRINK, A.; SHERIDAN, C.M.; HARDING, K.G. A kinetic study of a mesophilic aerobic moving bed biofilm reactor (MBBR) treating paper and pulp mill effluents: The impact of phenols on biodegradation rates. *Journal of Water Process Engineering*, v. 19, p. 35-41, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.003>

CAMPOS, J.C.; MACHADO, C.R.A.; COUTO, J.M.S.; FLORIDO, P.L.; CERQUEIRA, A.C.F.P.; SANTIAGO, V.M.J. Evaluation of an Activated Sludge Process Combined with Powdered Activated Carbon for the Treatment of Oil Refinery Wastewater. *Journal of International Environmental Application and Science*, v. 9, n. 1, p. 24-36, 2014.

CARSTEA, E.C.; BRIDGEMAN, J.; BAKER, A.; REYNOLDS, D.M. Fluorescence spectroscopy for wastewater monitoring: a review. *Water Research*, v. 95, p. 205-219, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.021>

ÇEÇEN, F. The use of UV-VIS measurements in the determination of biological treatability of pulp bleaching effluents. In: INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION SYMPOSIUM ON FOREST INDUSTRY WASTEWATERS, 7., 2003. *Anais...* Seattle, 2003.

CHAMORRO, S.; POZO, G.; JARPA, M.; HERNANDEZ, V.; BECERRA, J.; VIDAL, G. Monitoring endocrine activity in kraft mill effluents treated an Aerobic moving bed bioreactor system. *Water Science and Technology*, v. 62, n. 1, p. 154-161, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.297>

CHEN, W.; WESTERHOFF, P.; LEENHEER, J.A.; BOOKSH, K. Fluorescence excitation–emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*, v. 37, n. 24, p. 5701-5710, 2003. <https://doi.org/10.1021/es034354c>

- FENG, Z.; CHEN, H.; LI, H.; YUAN, R.; WANG, F.; CHEN, Z.; ZHOU, B. Preparation, characterization, and application of magnetic activated carbon for treatment of biologically treated papermaking wastewater. *Science of The Total Environment*, v. 713, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136423>
- GEREMIAS, R.; LAUS, R.; FÁVERE, V.; PEDROSA, R. Adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), utilizando rejeito de mineração de carvão como adsorvente. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 25, p. 48-59, 2012. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/316>. Acesso em: 20 maio 2020.
- HINOJOSA, E. A. L.; XAVIER, C. R. Remoção de matéria orgânica e cor de efluente kraft por adsorção usando carvão ativado e argila. *Hydro*, p. 26-31, 2016. Disponível em < <https://www.arandanet.com.br/assets/revistas/hydro/2016/novembro/index.php?>>. Acesso em: 12 nov. 2019.
- HUBBE, M.A.; METTS, J.R.; HERMOSILLA, D.; BLANCO, M.A.; YERUSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F.; LINDHOLM-LEHTO, P.; KHODAPARAST, K.; KAMALI, M.; ELLIOTT, A. Wastewater Treatment and Reclamation: A Review of Pulp and Paper Industry Practices and Opportunities. *Bioresources*, v. 11, n. 3, p. 7953-8091, 2016. <https://doi.org/10.15376/biores.11.3.Hubbe>
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). *ISO 9277: Determination of the specific surface area of solids by gas adsorption — BET method*. International Organization for Standardization, 2010.
- KAMALI, M.; ALAVI-BORAZJANI, S.A.; KHODAPARAST, Z.; KHALAJ, M.; JAHANSHAHI, A.; COSTA, E.; CAPELA, I. Additive and additive-free treatment technologies for pulp and paper mill effluents: Advances, challenges and opportunities. *Water Resources and Industry*, v. 21, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2019.100109>
- LUZ, A.D.; SOUZA, S.M.A.G.U.; LUZ, C.; REZENDE, R.V.P.; SOUZA, A.A.U. Multicomponent Adsorption and Desorption of BTX Compounds Using Coconut Shell Activated Carbon: Experiments, Mathematical Modeling, and Numerical Simulation. *Industrial e Engineering Chemistry Research*, v. 52, n. 23, p. 7896-7911, 2013. <https://doi.org/10.1021/ie302849j>
- MACHADO, E.P.; XAVIER, C.R.; COUTO, G.H. Tratamento de efluente Kraft em lagoa aerada facultativa empregando enzimas lignolíticas. *Interciência*, v. 43, n. 8, p. 590-596, 2018.
- MANAGÓ, B.L. *Treatment of pulp wastewater by membrane bioreactor*. 84f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2018.
- MICHELETTO, J.; SAMPAIO, N.M.F.M.; RUIZ, H.Z.; MARTINS, L.R.R.; LIZ, M.V.; FREITAS, A.M. Acute ecotoxicity on *Daphnia magna* to evaluate effluent samples of Kraft pulp mill treated by UV/H₂O₂ process. *Ambiente e Água*, v. 14, n. 2, 2019. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2208>
- MISHRA, S.B.; MISHRA, A.K.; KHAN, M.A. Decolourization of pulp and paper mill effluents using heat-treated coal: a comparison with activated charcoal. *Environmental Chemistry Letters*, v. 8, p. 231-235, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0211-4>
- MUHAMAD, M.H.; ABDULLAH, S.R.S.; HASAN, H.A.; RAHIM, R.A. Comparison of the efficiencies of attached- versus suspended-growth SBR systems in the treatment of recycled paper mill wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 163, p. 115-124, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.012>
- ORREGO, R.; HEWITT, L.M.; MCMASTER, M.; CHIANG, G.; QUEIROZ, M.; MUNKITTRICK, K.; GAVILÁN, J.F.; BARRA, R. Assessing wild fish exposure to ligands for sex steroid receptors from pulp and paper mill effluents in the Biobio River Basin, Central Chile. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 171, p. 256-263, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.092>
- OSMAN, W. H. W.; ABDULLAH, S. R. S.; MOHAMAD, A. B.; KADHUM, A. A. H.; RAHMAN, R. A. Simultaneous AOX and COD removal from wastewater from recycled paper using real GAC-SBBR. *Journal of Environmental Management*. v. 121, p. 80-86, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.005>

PEITZ, C.; XAVIER, C.R. Evaluation of aerated lagoon modified with spongy support medium treating Kraft pulp mill effluent. *Revista Facultad de Ingeniería*, v. 92, p. 70-79, 2019. <http://dx.doi.org/10.17533/udea.redin.20190725>

PEITZ, C.; XAVIER, C.R. Tratamento de efluente kraft contendo fitoesteróis por reator de leito móvel MBBR. *Interciência*, v. 42, n. 8, p. 536-541, 2017. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33952871009>>. Acesso em: 25 nov. 2019.

SOLER, C.; XAVIER, C.R. Tratamento de efluente de indústria têxtil por reator biológico com leito móvel. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 38, p. 21-30, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820155714>

VANZETTO, S.C.; KLENK, M.; ROSA, S.M.C.; XAVIER, C.R. Tratamento de efluente de indústria de papel e celulose por reator MBBR. *Hydro*, v. 89, p. 42-45, 2014. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/330090754>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

VON SPERLING, M. *Lodos ativados: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

XAVIER, R.; TRAGHETTA, D.; OLIVEIRA, C. Avaliação da eficiência de um reator de carvão ativado impregnado com prata no tratamento de águas residuárias geradas em laboratórios de análises clínicas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 15, p. 29-38, 2010. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBciAMB/article/view/393>. Acesso em: 20 maio 2020.

WANG, D.; HU, Q.; LI, M.; WANG, C.; JI, M. Evaluating the removal of organic fraction of commingled chemical industrial wastewater by activated sludge process augmented with powdered activated carbon. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 9, supl. 2, p. S1951-S1961, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2015.08.031>

YU, Z.; HU, Y.; DZAKPASU, M.; WANG, X.C.; NGO, H.H. Dynamic membrane bioreactor performance enhancement by powdered activated carbon addition: Evaluation of sludge morphological, aggregative and microbial properties. *Journal of Environmental Sciences*, v. 75, p. 73-83, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.003>



ECONOMIA CIRCULAR E RESÍDUO DE PESCADO

CIRCULAR ECONOMY AND FISH WASTE

Thais Moron Machado 

Pesquisadora Científica, Instituto de Pesca – Santos (SP), Brasil.

Lívia de Cássia Catapreta 

Bolsita PIBIC/CNPq, Instituto de Pesca – Santos (SP), Brasil.

Érika Fabiane Furlan 

Pesquisadora Científica, Instituto de Pesca – Santos (SP), Brasil.

Cristiane Rodrigues

Pinheiro Neiva 

Pesquisadora Científica, Instituto de Pesca – Santos (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Thais Moron Machado – Avenida Bartolomeu de Gusmão, 192 – Ponta da Praia – CEP: 11030-906 – Santos (SP), Brasil – E-mail: thaismoron@pesca.sp.gov.br

Recebido em: 21/01/2020

Aceito em: 22/05/2020

RESUMO

O conceito de economia circular propõe uma profunda transformação que reduz o impacto das atividades humanas no meio ambiente. Os resíduos da indústria pesqueira são uma importante fonte de contaminação ambiental e perda de nutrientes. Este trabalho avaliou as características qualitativas e quantitativas dos resíduos de peixes gerados no Mercado de Peixe de Santos, São Paulo, voltado para apoiar ações de implementação da economia circular nesse segmento. Para coletar dados relacionados ao volume de resíduos gerados e seu destino, foi aplicado um questionário aos comerciantes. Para a caracterização qualitativa, foram coletadas amostras com o objetivo de descrever as categorias produtoras do resíduo, bem como o peso e as proporções descartadas de vísceras, coluna vertebral, cabeça, pele e barbatanas. A análise da composição também foi realizada em materiais amostrados. Os resultados obtidos mostraram que os resíduos caracterizados são representativos, qualitativa e quantitativamente, apresentando composição química semelhante à parte comestível do peixe, e são rejeitados em aterros, reforçando a necessidade de implementar ações que viabilizem a economia circular nesse segmento, com o objetivo de reduzir os danos ambientais e econômicos.

Palavras-chave: aproveitamento integral; sustentabilidade; composição química; do berço ao berço.

ABSTRACT

The concept of circular economy proposes a deep transformation that reduces the impact of human activities on the environment. The waste from the fishing industry is a major source of environmental contamination and loss of nutrients. This work evaluates the qualitative and quantitative features of the fish waste generated at Santos Fish Market, São Paulo, focused on supporting actions for the implementation of the circular economy into this segment. To collect data related to the volume of waste generated and its destination, a questionnaire was applied to traders. For the qualitative characterization, samples of the residue were collected in order to describe the categories producing the residue, weight and discarded proportions of viscera, spine, head, skin, and fins. Composition analysis was also carried out on sampled materials. The results obtained showed that the characterized waste is representative, both qualitative- and quantitatively, presenting a chemical composition similar to the edible part of the fish, and is rejected in landfills, reinforcing the need to implement actions that make the circular economy feasible in this segment, aiming to reduce environmental and economic damage.

Keywords: full use; sustainability; chemical composition; cradle to cradle.

INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2018), a produção mundial pesqueira atingiu 171 milhões de toneladas em 2016 e, desse total, a aquicultura representa 47%. Dados de produção de pescado no Brasil estimam aumento na pesca de 1,286, em 2016, para 1,885 milhão de toneladas, em 2030, e na aquicultura de 581 milhões, em 2016, para 1,095 milhão de toneladas, em 2030, crescimentos de 46,6 e 89,0%, respectivamente.

Desde o início do desenvolvimento industrial, o homem vem utilizando um modelo de economia linear de produção de bens, baseado em extrair-fabricar-usar-descartar. Tal comportamento tem levado à escassez dos recursos naturais e provocado impactos negativos ao meio ambiente, como poluição, degradação e intoxicação de ecossistemas e pessoas (BRAUNGART; MCDONOUGH, 2013). Todo processo industrial gera resíduos, e quanto maior a escala de produção, maior o volume gerado. Da matéria-prima original da indústria pesqueira, estima-se que entre 50 e 70% se torne resíduo (OLSEN; TOPPE; KARUNASAGAR, 2014).

O conceito de economia circular propõe uma transformação profunda e duradoura que permite diminuir o impacto causado pelas atividades humanas ao meio ambiente (BRAUNGART; MCDONOUGH; BOLLINGER, 2007; BRAUNGART; MCDONOUGH, 2013; REIKE; VERMEULEN; WITJES, 2018). Esse modelo outorga ao resíduo um papel dominante e se sustenta na reutilização inteligente do desperdício, quer seja este de natureza orgânica ou tecnológica, em um modelo cíclico, que imita a natureza e se conecta com ela. Sob esse enfoque, o resíduo se converte na matéria-prima dos ciclos naturais ou se transforma para formar parte de novos produtos tecnológicos, com um gasto energético mínimo (REIKE; VERMEULEN; WITJES, 2018).

No modelo de economia circular, os materiais retornam ao ciclo produtivo em vez de serem descartados como lixo, por meio da logística reversa, com a reutilização, recuperação e/ou reciclagem dos materiais, fechando, assim, o ciclo de produção. O tema da economia circular está no topo da agenda política e ganhou particular relevância na Europa, onde espera-se promover o crescimento econômico por intermédio da criação de novas empresas e oportunidades de empre-

go, da economia com o custo dos materiais, da atenuação da volatilidade de preços, da melhora da segurança da oferta e, ao mesmo tempo, da redução de pressões e impactos ambientais (KALMYKOVA; SADAGOPAN; ROSADO, 2018). As vantagens de sua aplicação são evidentes, uma vez que resulta no crescimento sustentável da economia (KALMYKOVA; SADAGOPAN; ROSADO, 2018). Outros conceitos são importantes para entender a economia circular, como o *cradle to cradle*, que visa a criação de processos de ciclo fechado, desenhando sistemas de produção adaptados aos ecossistemas locais (BRAUNGART; MCDONOUGH, 2013).

O aproveitamento do resíduo de pescado traz vantagens para a indústria, pois, além de sanar o grande problema de eliminação de resíduos orgânicos, seu aproveitamento agrega valor ao que antes não tinha valia (AGUIAR; LIMBERGER; SILVEIRA, 2014). Existem muitas possibilidades tecnológicas disponíveis para o aproveitamento dos resíduos do pescado, como elaboração de coprodutos para alimentação humana, quando há o controle higiênico-sanitário irrestrito desse material (STEVANATO *et al.*, 2007), o que representa uma alternativa sustentável e lucrativa para a indústria de alimentos (ANBE *et al.*, 2015). Entre as diversas formas de aproveitamento dos resíduos gerados pelo setor, destacam-se a elaboração de silagem e as suas várias formas e aplicações (ANBE *et al.*, 2015), como, por exemplo: a obtenção de peptona por meio de processo proteolítico (FALLAH; BAHRAM; JAVADIAN, 2015); a elaboração de ração animal de alta qualidade nutricional (ABIMORAD *et al.*, 2009); a produção de fertilizantes (OLIVEIRA *et al.*, 2012; PAES *et al.*, 2016), artefatos de couro, bioprodutos, bem como extração de enzimas, de colágeno, carotenoides, gelatina e óleos (AGUIAR; LIMBERGER; SILVEIRA, 2014).

Porém, um percentual pequeno de empresas do setor consegue aproveitar seus resíduos de forma responsável, estando ainda em segundo plano a preocupação ambiental na cadeia produtiva aquícola (VALENTI *et al.*, 2018), visto que são implementadas apenas tecnologias tradicionais que agregam pouco valor econômico a esses coprodutos (VILLAMIL; VÁQUIRO; SOLANILLA, 2017). Considera-se que, no caso da cadeia produtiva pesqueira nacional, a questão do aproveitamento é ainda mais premente.

Dentro do contexto de aproveitamento integral faz-se imprescindível o conhecimento sobre as características do resíduo descartado nos diferentes pontos da cadeia produtiva do pescado e nas diferentes regiões, de forma a subsidiar a utilização desse valioso material biológico. A presente pesquisa teve por objetivo avaliar as caracte-

rísticas qualitativas do resíduo de pescado produzido no maior ponto de comercialização de pescado na cidade de Santos, São Paulo, o Mercado do Peixe, visando subsidiar futuras ações para implantação da economia circular nesse segmento, resultando no crescimento da economia e na sustentabilidade ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Mercado de Peixe é o principal ponto de comercialização de pescado do município de Santos, São Paulo. Estruturalmente, o Mercado é composto por 15 *boxes*, ou pontos de comercialização. No verão e no inverno de 2015 foram realizadas entrevistas individuais utilizando questionário exploratório, aplicado aos comerciantes dos *boxes*, com o objetivo de obter dados qualitativos e quantitativos dos resíduos de peixes, além de coleta de amostras de resíduos de pescado comercializados. Em 2018, foi realizada nova coleta de dados para verificação dos já coletados em 2015, por meio do questionário exploratório. Esta pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Hospital Guilherme Álvaro, Santos, São Paulo, sob CAAE nº 41515715.8.0000.5448.

As coletas realizadas no verão e no inverno de 2015, sendo 20 kg de amostras de resíduos/coleta, totalizaram para o estudo 40 kg de material amostrado, 2,7 kg/resíduo/box/coleta (MP1 — verão — e MP2 — inverno). Os resíduos foram caracterizados a partir da descrição das espécies que os compunham, do peso e das proporções descartadas de resíduo (vísceras, espinhaço, cabeça, pele, barbatanas e nadadeiras).

As amostras de resíduos foram transportadas em caixas isotérmicas até a Unidade Laboratorial Referência em Tecnologia do Pescado (ULRTP), do Instituto de Pesca, em Santos. A caracterização qualitativa foi realizada separando-se as vísceras, o espinhaço, a cabeça, a pele, as barbatanas e as nadadeiras, possibilitando o cálculo das proporções descartadas de cada categoria. Foi realizada a pesagem dos diferentes resíduos em balança eletrônica, seguida de registro fotográfico, embalagem, identificação e armazenagem sob congelamento

(-18°C). A identificação no âmbito de gênero e espécie não foi possível devido ao não acesso ao peixe inteiro, porém, conforme as características do resíduo de cabeça, pele e formato, foi possível agrupar em categorias da família das pescadas — linguados, tilápia, sardinha, lula, camarão ou pelágicos, como o cação e a meca. Salientamos que tais identificações são as mesmas utilizadas para a venda do pescado nos locais amostrados.

Para a realização das análises químicas, as amostras de resíduo foram descongeladas durante 12 horas (*overnight*) em temperatura de refrigeração. Posteriormente, os lotes foram triturados em equipamento picador de carne (CAF® modelo 98 D/S), gerando duas subamostras, identificadas como MP1 — verão — e MP2 — inverno (Mercado de Peixe — coleta 1 realizada no verão — e Mercado de Peixe — coleta 2 realizada no inverno). A umidade foi determinada por meio de método gravimétrico em estufa a 105°C, até peso constante; a proteína bruta, pelo método de Kjeldahl, sendo a conversão em proteína verdadeira realizada pela multiplicação do valor obtido pelo fator 6,25; o teor de cinza, pela carbonização da matéria orgânica, seguida de calcinação da amostra em mufla a 550°C, sendo todos os ensaios realizados de acordo com Brasil (2011). Para a determinação dos lipídios, realizou-se extração a frio pelo método de Bligh e Dyer (1959), e o teor de carboidratos foi obtido pela fração Nixfest. Todas as referidas determinações foram realizadas em triplicatas.

Os resultados obtidos na análise centesimal foram submetidos à análise de variância (ANOVA), seguidos do teste de Tukey com nível de significância de 5% ($p < 0,05$) utilizando-se programa Statistical Analysis System (SAS, 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Oteve-se 80% de retorno nas entrevistas realizadas no Mercado do Peixe, os 20% restantes optaram por não participar da pesquisa. Segundo os comerciantes,

o armazenamento diário dos resíduos é realizado em caixas ou tambores de 20 kg, nos próprios *boxes*, sem refrigeração e sem separação do lixo comum. O ór-

ção responsável pelo recolhimento, duas a três vezes ao dia, é uma empresa terceirizada pela prefeitura do município de Santos, e o destino final é o aterro sanitário municipal. A incorreta destinação de resíduos provenientes do processamento de pescado em lixões públicos ou aterros sanitários é destacada na literatura (SPILLERE; BEAUMORD, 2006; FAGUNDES *et al.*, 2012).

Informações fornecidas pelos comerciantes indicaram a produção estimada de resíduos de 49,83 t/mês, portanto, cada *box* produzia, em média, 110 kg/resíduo/dia, indicando que apenas um único local de comercialização de pescado do município está dispondo, aproximadamente, 12 t de resíduos de pescado semanalmente nos aterros sanitários, sem qualquer relato de aproveitamento desse importante composto biológico. Conforme dados do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) (*apud* THADEU, 2018), a Baixada Santista está próxima de um colapso por conta do término da vida útil dos aterros sanitários, sendo a escassez de áreas disponíveis para a instalação de novos aterros sanitários, por questões ambientais, uma das principais dificuldades relacionadas à destinação final dos resíduos sólidos da região.

A falta de tratamento desse resíduo e o seu descarte inadequado podem prejudicar organismos e ecossistemas aquáticos, além de, quando em terra, constituírem uma via de proliferação de vetores e transmissão de doenças à população local (SPILLERE;

BEAUMORD, 2006). Segundo Santos, Moreira e Rizk (2014), a agroindústria brasileira, especialmente no ramo da carne bovina, também gera elevadas proporções de resíduo, podendo ocasionar contaminação, degradação ambiental ou ainda danos à saúde pública, quando não tratado.

A amostragem composta (MP1 e MP2) representou aproximadamente 3% do resíduo gerado/dia nos *boxes*. Considerado um importante ponto turístico da Região Metropolitana da Baixada Santista, São Paulo, o Mercado do Peixe destaca-se na venda de pescado e, conseqüentemente, no volume de resíduo gerado. Conforme informações obtidas nas entrevistas, o período do verão apresenta uma maior produção de resíduo de pescado, o que pode estar associado ao maior fluxo de turistas na região, por causa do período de férias, resultando em maior consumo e, por conseguinte, maior geração de resíduos. Na coleta MP1, o Mercado do Peixe apresentou como resíduos descartados mais abundantes os de pelágicos (cação e a meca), salmão e corvina (Figura 1). Já na coleta MP2, os resíduos mais abundantes foram de pescada, camarão (final do defe-so) e pelágicos (cação e a meca) (Figura 2).

Alguns autores descrevem como resíduos gerados no beneficiamento do pescado a cabeça, o fígado, as espinhas, a pele, as vísceras (STEVANATO *et al.*, 2007), a carcaça, a nadadeira, as escamas, as barbatanas, a cauda, o óleo de pescado, as carapaças e cabeças de

Proporções dos resíduos coletados no Mercado do Peixe - Santos/SP (MP1-verão)

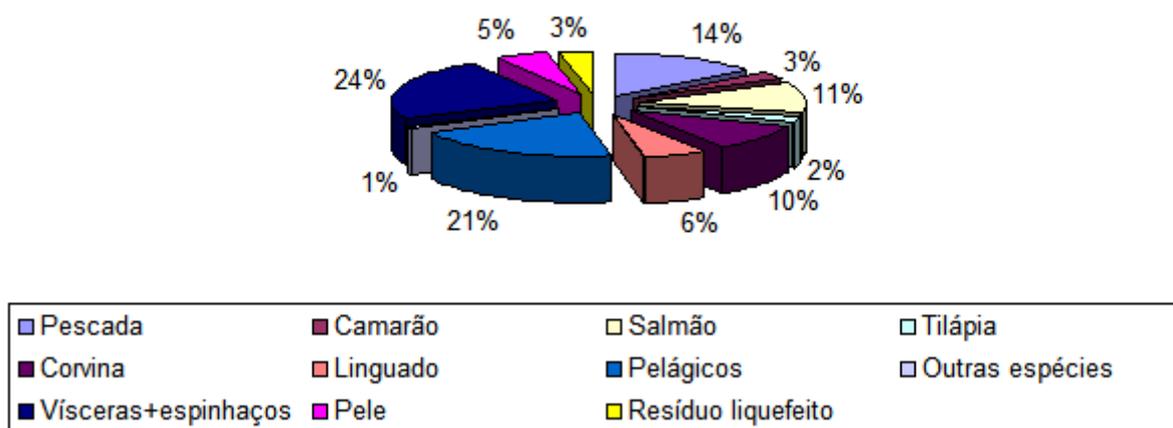


Figura 1 – Proporções dos resíduos coletados no Mercado do Peixe, Santos, São Paulo (MP1 – verão).

crustáceos, as vísceras de moluscos (SPILLERE; BEAUMORD, 2006), as proteínas solúveis, o nitrogênio e o fósforo, entre outros (KAUR *et al.*, 2010).

De modo geral, foi observada a presença de musculatura aderida às estruturas consideradas resíduo, como cabeça, nadadeiras, espinhaço e pele, evidenciando o grande desperdício de nutrientes. As peles apresentavam-se, em sua maioria, intactas, em ótimo estado para serem utilizadas como matéria-prima na fabricação de artesanatos de couro de peixe. Os pelágicos (cação e meca) ganharam destaque no resíduo amostrado em função do tamanho e do peso das nadadeiras dorsal e caudal, bem como da pele (Figuras 3 e 4).

O conhecimento sobre a composição dos resíduos de pescado é importante para nortear o seu melhor uso, quer seja como alimento ou na elaboração de coprodutos, a fim de desenvolver e/ou adequar a tecnologia de transformação para obtenção de produtos derivados (PESSATTI *et al.*, 2000). Os valores médios quantificados para a composição centesimal dos resíduos coletados são descritos na Tabela 1.

Os valores encontrados nos resíduos aqui estudados são compatíveis com os parâmetros esperados para a parte comestível do pescado, em que a proporção de umidade pode variar de 64 a 90%, seguida pelas pro-

teínas, de 8 a 23%, e pela gordura, de 0,5 a 25% (BADOLATO *et al.*, 1994).

De acordo com Ackman (1989), os peixes podem ser agrupados em quatro categorias em função do seu teor de lipídios, a saber: magro (< 2%), baixo (de 2 a 4%), médio (4–8%) e alto teor de gordura (> 8%). A constituição química média obtida para os resíduos estudados é próxima à de peixes classificados como graxos ou semigraxos, ou seja, têm teor lipídico maior que 4%.

Os altos valores de lipídios das duas amostras — MP1 (8,52%) e MP2 (6,42%) (Tabela 1) — podem estar relacionados ao fato de contarem com maior porcentagem de resíduos provenientes de peixes gordos e semigordos, como o salmão, a sardinha e a corvina. Esses teores superiores de lipídios podem também estar relacionados ao período de coleta e à constituição física do material, com grande quantidade de vísceras (correspondentes a mais de 20% do total de resíduo coletado), a qual apresenta, originalmente, concentração natural de gordura constituindo os diferentes órgãos, tais como o intestino e fígado.

A umidade em ambas as amostras, por volta de 70%, pode estar relacionada à perda por lixiviação de líquidos durante o manuseio e a estocagem desses resíduos.

Proporções dos resíduos coletados no Mercado do Peixe - Santos/SP (MP2-inverno)

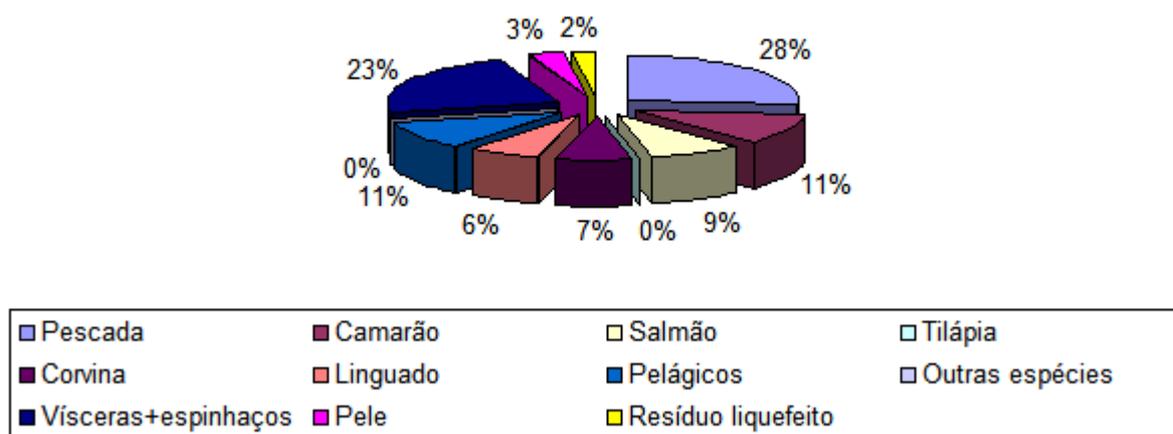


Figura 2 – Proporções dos resíduos coletados no Mercado do Peixe, Santos, São Paulo (MP2 – inverno).



Figura 3 – Categorias encontradas na primeira coleta de resíduos (MP1 – verão), sendo (A) pescada; (B) linguado; (C) tilápia; (D) salmão; (E) pelágicos; (F) vísceras e espinhaços; (G) lula; (H) camarão; (I) sardinha; (J) pele.



Figura 4 – Categorias encontradas na segunda coleta de resíduos (MP2 – inverno), sendo (A) pescada; (B) linguado; (C) corvina; (D) salmão; (E) pelágicos; (F) vísceras e espinhaços; (G) outras espécies; (H) lagosta; (I) lula; (J) camarão; (L) sardinha; (M) pele.

Os valores de cinza, lipídios e umidade obtiveram variação significativa entre as amostras. De acordo com Love (1957), a avaliação da composição química de peixes exige técnica apurada, visto que varia de acordo com a idade, o sexo do peixe e a estação do ano.

Entre os componentes do pescado, a fração lipídica é de grande importância, pois apresenta alta qualidade, podendo ser uma excelente fonte de energia, vitaminas A e D e ácidos graxos poli-insaturados, no entanto a concentração lipídica pode também ser um ponto crítico para a manutenção da qualidade desse material, por normalmente serem susceptíveis à oxidação (SOARES; GONÇALVES, 2012). Provavelmente, por se tratar de resíduo, a fração lipídica pode ser obtida a baixo custo.

Vale ressaltar que o valor nutricional do resíduo de pescado pode ser afetado negativamente pelo período de estocagem, especialmente ao considerarmos o elevado teor de umidade desse material, o que aumenta sua susceptibilidade à deterioração microbiana, diminui substancialmente o tempo de conservação e pode resultar também em alterações de sabor, cor, textura, bem como na produção de componentes tóxicos (SOARES; GONÇALVES, 2012).

A cinza ou resíduo mineral fixo é uma medida do conteúdo mineral do produto alimentar, ou seja, o resíduo inorgânico que permanece após a matéria orgânica ser queimada. O teor de cinzas encontrado nos resíduos (4,54–5,72%) foi acima dos valores encontrados na literatura para diversas espécies (STEVANATO *et al.*, 2007; LEITE; SUCASAS; OETTERER, 2016).

Segundo a FAO (2018), à medida que a produção pesqueira aumenta, cresce também a oferta de coprodutos com alto valor nutricional, sendo que a comercia-

lização desses subprodutos aumentaria a segurança alimentar mundial. Classifica-se o emprego desses resíduos em quatro categorias de coprodutos: alimentos para consumo humano, ração para animais, fertilizantes e produtos químicos. Pessatti *et al.* (2000) afirmam que a viabilidade da produção de coprodutos a partir dos resíduos do pescado está diretamente relacionada à qualidade (e a manutenção desta) durante as etapas da linha de produção, da captura à comercialização.

O aproveitamento dos resíduos da industrialização do pescado, além de minimizar o impacto ambiental, tem um impacto social positivo, pois gera empregos (SPILLERE; BEAUMORD, 2006). Segundo a FAO (2018), é também uma alternativa econômica, visto que a produção de farinhas, silagens, óleos, peles e biocombustível pode configurar uma fonte adicional de renda pelo valor que agrega aos produtos, com consequente lucratividade às indústrias. Deve-se levar em conta que uma nova empresa pode usufruir vantagens quando a exploração de oportunidade se baseia em mercados novos e de demanda desconhecida (BARON, 2007), como é o caso de coprodutos derivados de resíduos de pescado, contudo a identificação de oportunidades é o primeiro passo do processo empreendedor pelo qual se estendem todas as outras etapas (OZGEN; BARON, 2007). A análise de viabilidade econômica constitui-se em importante ferramenta que contribui para a identificação da viabilidade da atividade (ROSA, 2013); nesse caso, a implantação de um sistema inovador que vise o aproveitamento de resíduos.

No Brasil, a Lei nº 12.305/10 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos e implantou a Logística Reversa, por meio da qual fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes têm a responsabili-

Tabela 1 – Composição centesimal média (%) dos resíduos de pescado coletados no Mercado do Peixe em Santos, São Paulo.

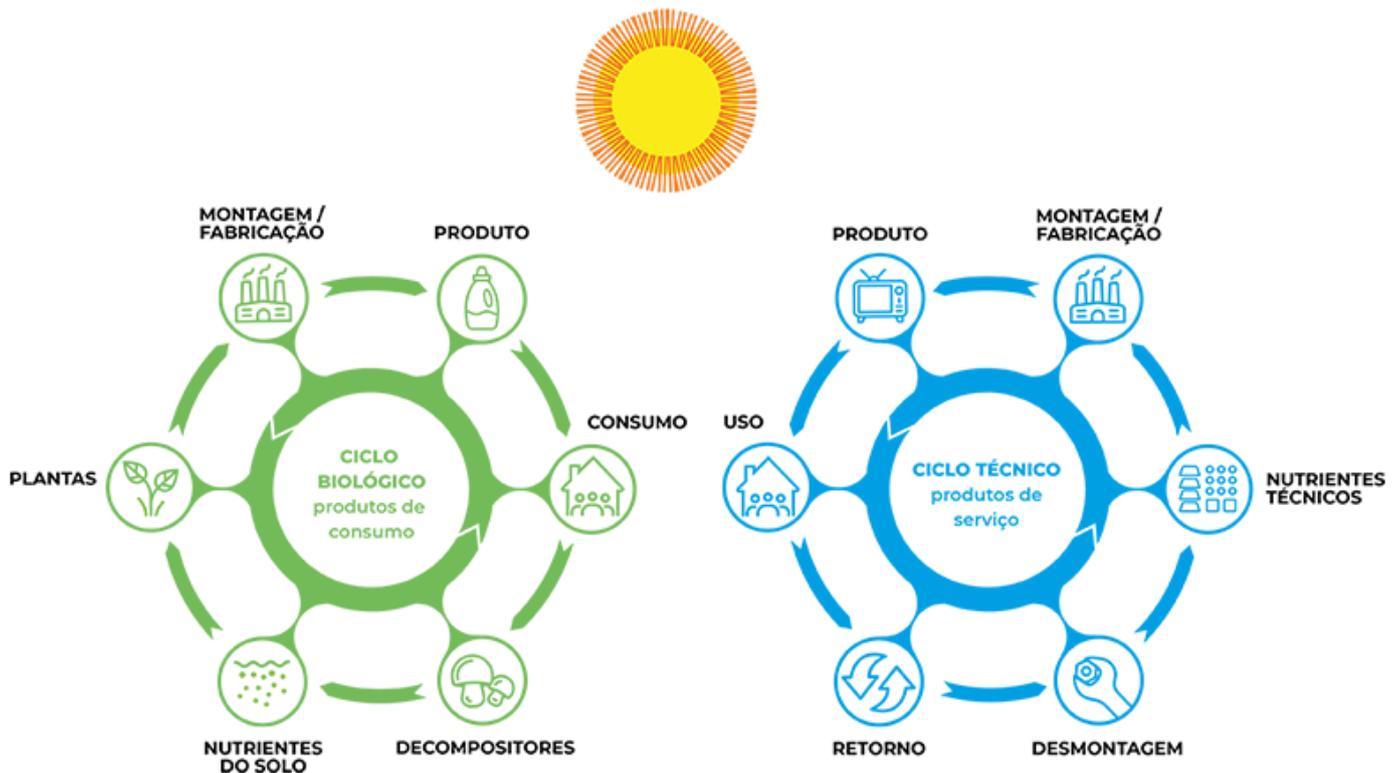
Coleta	MP1	MP2
Umidade	71,43 ± 0,34 ^a	72,91 ± 0,04 ^b
Cinza	4,54 ± 0,28 ^a	5,72 ± 0,36 ^b
Lipídios	8,52 ± 0,27 ^a	6,42 ± -0,02 ^b
Proteína	13,72 ± 0,72 ^a	12,50 ± 1,22 ^a
Carboidrato	1,79 ± 0,67 ^a	2,46 ± 1,34 ^a

MP1: Mercado de Peixe, coleta 1 – verão; MP2: Mercado de Peixe, coleta 2 – inverno. Letras diferentes sobrescritas na mesma linha indicam diferença significativa, segundo teste de Tukey ($p < 0,05$).

de compartilhada pelo ciclo de vida de seus produtos, desde a obtenção da matéria-prima até a disposição final. Tal lei prevê o fim dos lixões a céu aberto, então os municípios deverão apresentar práticas de tratamento do lixo, incluindo os cuidados com a contaminação do solo e da água e com a propagação de doenças (BRASIL, 2010).

A logística reversa envolve o conceito *cradle to cradle* (Figura 5), que é inspirado na natureza, na qual não existe a ideia de lixo: tudo é nutriente para um novo ciclo de processo, portanto resíduos = nutrientes. É uma plataforma de inovação com o objetivo de transformar a indústria e criar a nova economia circular, por intermédio da concepção de novos produtos e da criação de redes e cooperações entre fornecedores, produtores, clientes, governos e todos os grupos de interesse, permitindo as etapas necessárias para uma atividade econômica próspera e benéfica ao ser humano e ao meio ambiente (BRAUNGART; MCDONOUGH; BOLLINGER, 2007; BRAUNGART; MCDONOUGH, 2013; REIKE; VERMEULEN; WITJES, 2018).

Estudos indicam que empresas do setor sucroenergético podem trilhar o caminho do desenvolvimento organizacional de forma sustentável, por meio de uma governança corporativa que esteja pautada nos pilares econômico, social e ambiental da sustentabilidade (VERRI; RIBEIRO; GASPAROTTO, 2017). Arranjos produtivos locais (APLs) são caracterizados como aglomerações territoriais de agentes econômicos, políticos e sociais, que têm foco em um conjunto específico de atividades econômicas e que apresentam vínculos entre si (ERBER, 2008). Para o Mercado de Peixe de Santos, São Paulo, uma alternativa para os resíduos de pescado seria o aproveitamento por meio de arranjos produtivos e inovativos locais, implementados por um Sistema Gerencial de Bolsa de Resíduos, sistema este utilizado como facilitador das transações entre as empresas geradoras e as empresas potencialmente interessadas em sua aquisição. Essa estratégia contribuiria significativamente para a inserção desse setor nas propostas de emissão zero, sustentabilidade, responsabilidade socioambiental (STORI; BONILHA; PESSATTI, 2002) e, conseqüentemente, no sistema de economia circular.



Fonte: Geser e Tennenbaum (2017).

Figura 5 – Economia circular: conceito *cradle to cradle design*.

Fagundes *et al.* (2012) descrevem os tipos de resíduos gerados e seu aproveitamento e/ou sua transformação por meio dos projetos implantados para tal fim no Entrepósito Terminal de São Paulo da Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (CEAGESP), em que as vísceras de peixe são utilizadas para produção de farinha de peixe e vendidas como insumo para rações, promovendo o aproveitamento integral das sobras da comercialização do produto e reduzindo os custos operacionais. Segundo os

autores, além de implantar projetos de aproveitamento e reciclagem dos resíduos gerados no entreposto, a CEAGESP avançou em um programa de capacitação de produtores, atacadistas e varejistas, expressando o compromisso da empresa em desenvolver um comportamento responsável na procura por soluções para os resíduos oriundos da comercialização, expandindo, assim, sua preocupação com as perdas e o desperdício, bem como servindo de referência para outras iniciativas no país.

CONCLUSÕES

O resíduo caracterizado no presente estudo, atualmente descartado em aterros sanitários próximos ao colapso, mostrou-se expressivo quantitativa e qualitativamente, com valores nutricionais e bioativos intrínsecos que fazem desse material uma rica matéria-prima para a geração de coprodutos. Para a efetiva implantação da economia

circular nesse segmento, faz-se necessário avançar para arranjos produtivos e inovativos locais, com envolvimento de agentes econômicos, políticos e sociais para a criação de um Sistema Gerencial de Bolsa de Resíduos de Pescado que pode resultar em sustentabilidade ambiental, crescimento da economia e melhoria da saúde pública.

REFERÊNCIAS

- ABIMORAD, E.G.; STRADA, W.L.; SCHALCH, S.H.C.; GARCIA, F.; CASTELLANI, D.; MANZATTO, M.R. Silagem de peixe em ração artesanal para tilápia-do-nilo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, n. 5, p. 519-525, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000500012>
- ACKMAN, R.G. Nutritional composition of fats in seafoods. *Progressive Food Nutrition Science*, v. 13, n. 3-4, p. 161-289, 1989. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/2699043>>. Acesso em: 1º mar. 2019.
- AGUIAR, G.P.S.; LIMBERGER, G.M.; SILVEIRA, E.L. Alternativas tecnológicas para o aproveitamento de resíduos provenientes da industrialização de pescados. *Interdisciplinar: Revista Eletrônica da UNIVAR*, v. 11, n. 1, p. 229-225, 2014. Disponível em: <https://www.academia.edu/40838127/Alternativas_Tecnologicas_Para_O_Aproveitamento_De_Residuos_Provenientes_Da_Industrializacao_De_Pescados>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- ANBE, L.; SUCASAS, L.F.A.; MACHADO, T.M.; OETTERER, M. Importância da adoção de programa de gerência do resíduo de processamento da tilápia. *Informações Econômicas*, v. 45, n. 4, p. 1-9, 2015. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/ftp/iea/publicacoes/ie/2015/tec02-0815.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2019.
- BADOLATO, E.S.G.; CARVALHO, J.B.; AMARAL MELLO, M.R.P.; TAVARES, M.; CAMPOS, N.C.; AUED PIMENTEL, S.; MORAIS, C. Composição centesimal, de ácidos graxos e valor calórico de cinco espécies de peixes marinhos nas diferentes estações do ano. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 54, n. 1, p. 27-35, 1994. Disponível em: <<http://pesquisa.bvs.br/brasil/resource/pt/ses-831>>. Acesso em: 10 jan. 2019.
- BARON, R.A. Behavioral and cognitive factors in entrepreneurship: entrepreneurs as the active element in new venture creation. *Strategic Entrepreneurship Journal*, v. 1, n. 1-2, p. 167-182, 2007. <http://doi.org/10.1002/sej.12>
- BLIGH, E.G.; DYER, W.J. Rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal Biochemistry Physiology*, v. 37, n. 8, p. 911-917, 1959. <https://doi.org/10.1139/o59-099>
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 23 jul. 2019.

- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 2 de junho de 2011. Anexo I: Métodos Analíticos Oficiais Físico-Químicos para Controle de Pescado e seus Derivados. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2011. Disponível em: <http://www3.servicos.ms.gov.br/iagro_ged/pdf/1734_GED.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2019.
- BRAUNGART, M.; MCDONOUGH, W. *Cradle to Cradle: criar e reciclar ilimitadamente*. São Paulo: Gustavo Gili Brasil, 2013. 193 p.
- BRAUNGART, M.; MCDONOUGH, W.; BOLLINGER, A. Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 13-14, p. 1337-1348, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.08.003>
- ERBER, F.S. Eficiência coletiva em arranjos produtivos locais industriais: comentando o conceito. *Nova Economia*, Belo Horizonte, v. 18, n. 1, p. 11-32, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-63512008000100001&script=sci_arttext>. Acesso em: 24 out. 2019. <https://doi.org/10.1590/S0103-63512008000100001>
- FAGUNDES, P.R.S.; SILVA, R.O.P.; NACHILUK, K.; MONDINI, L. Aproveitamento dos resíduos gerados no Entrepósito Terminal de São Paulo da CEAGESP. *Informações Econômicas*, v. 42, n. 3, p. 65-73, 2012. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/LerTexto.php?codTexto=12402>>. Acesso em: 21 dez. 2018.
- FALLAH, M.; BAHRAM, S.; JAVADIAN, S.R. Fish peptone development using enzymatic hydrolysis of silver carp by-products as a nitrogen source in *Staphylococcus aureus* media. *Food Science & Nutrition*, v. 3, n. 2, p. 153-157, 2015. <https://doi.org/10.1002/fsn3.198>
- FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018*. Roma: FAO, 2018. 250 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540ES/>>. Acesso em: 2 jan. 2020.
- GESER, L.; TENNENBAUM, C. *Idéia Circular - Os 3 princípios do design circular cradletto-cradle*. Realização: Idéia Circular, 2017. 18 p. Disponível em: <<https://www.ideiacircular.com/o-que-e-cradle-to-cradle/>>. Acesso em: 9 maio 2020.
- KALMYKOVA, Y.; SADAGOPAN, M.; ROSADO, L. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. *Resources, Conservation & Recycling*, v. 135, n. 190-201, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>
- KAUR, A.; VATS, S.; REKHI, S.; BHARDWAJ, A.; GOEL, J.; TANWAR, R.S.; GAUR, K.K. Physico-chemical analysis of the industrial effluents and their impact on the soil microflora. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, p. 595-599, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.065>
- LEITE, S.B.P.; SUCASAS, L.F.A.; OETTERER, M. Resíduos da comercialização de pescado marinho – volume de descarte e aspectos microbiológicos. *Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial*, v. 10, n. 1, p. 2112-2125, 2016. <https://doi.org/10.3895/rbta.v10n1.2692>
- LOVE, R.M. *The biochemical composition of fish*. Nova York: Academic Press, 1957. v. 1. p. 401-415. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-2817-4.50016-0>
- OLIVEIRA, A.L.T.; SALES, R.O.; FREITAS, J.B.S.; LOPES, J.E.L. Alternativa sustentável para descarte de resíduos de pescado em Fortaleza. *Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal*, v. 6, n. 2, p. 1-16, 2012. <http://dx.doi.org/10.5935/1981-2965.20120003>
- OLSEN, R.L., TOPPE, J.Y.; KARUNASAGAR, I. Challenges and realistic opportunities in the use of by-products from processing of fish and shellfish. *Trends in Food Science & Technology*, v. 36, n. 2, p. 144-151, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2014.01.007>
- OZGEN, E.; BARON, R.A. Social sources of information in opportunity recognition: Effects of mentors, Industry networks, and professional forums. *Journal of Business Venturing*, v. 22, n. 2, p. 174-192, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jbusvent.2005.12.001>

- PAES, L.S.O.P.; KALB, S.A.; LOMBARDO, R.; FARIAS, M.X.; SOUZA, P.; ROVEDA, L.F.; SCHWARZ, K.K. Avaliação do uso de resíduo de curtume de couro de peixe como alternativa na recuperação biológica de solos degradados. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 40, p. 69-79, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820162014>
- PESSATTI, M.L.; PEREIRA, K.C.; STORI, F.T.; BUSCHI, F.L.F. *Aproveitamento dos Subprodutos do Pescado. Meta 11*. Relatório final de ações prioritárias ao desenvolvimento da pesca e aquicultura no Sul do Brasil. Convênio Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Universidade do Vale do Itajaí, MA/SARC, n.003. 2000.
- REIKE, D.; VERMEULEN, W.J.V.; WITJES, S. The circular economy: New or Refurbished as CE 3.0?—Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 135, p. 246-264, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.027>
- ROSA, C.A. *Como elaborar um plano de negócio*. Belo Horizonte: SEBRAE/MG, 2013. 98 p.
- SANTOS, P.R.; MOREIRA, M.F.; RIZK, M.C. Comparação entre os processos de compostagem convencional e mecanizada no tratamento de resíduos de rúmen bovino. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 33, p. 1-12, 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/227>. Acesso em: 14 abr. 2019.
- STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM (SAS). *User's Guide*. Statistical. Version 9.1th ed. SAS. Inst. Inc. Cary. N.C. USA, 2012.
- SOARES, K.M.P.; GONÇALVES, A.A. Qualidade e segurança do pescado. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 71, n. 1, p. 1-10, 2012.
- SPILLERE, L.C.; BEAUMORD, A.C. Formulação de uma hipótese global de situação de impacto para o parque industrial pesqueiro instalado em Itajaí e Navegantes – SC. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 380-384, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522006000400011>
- STEVANATO, F.B.; PETENUCCI, M.E.; MATSUSHITA, M.; MESOMO, M.C.; SOUZA, N.E.; VISENTAINER, J.E.L.; ALMEIDA, V.V.; VISENTAINER, J.V. Avaliação química e sensorial da farinha de resíduo de tilápias na forma de sopa. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 27, n. 3, p. 567-571, 2007.
- STORI, F.T.; BONILHA, L.E.C.; PESSATTI, M.L. Proposta de aproveitamento dos resíduos das indústrias de beneficiamento de pescado de Santa Catarina com base num sistema gerencial de bolsa de resíduos. In: SOCIAL, INSTITUTO ETHOS DE EMPRESAS E RESP. ECONÔMICO. *Jornal Valor. Responsabilidade social das empresas*. 2002. p. 373-406.
- THADEU, S. O lixo entra na pauta – Minuta do Plano Regional de Gestão de Resíduos Sólidos aponta a urgência para encontrar soluções para a destinação. *A Tribuna*, Santos, p. A3, 5 mar. 2018. Disponível em: <https://www.ipt.br/download.php?filename=1611-A_Tribuna.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2019.
- VALENTI, W.C.; KIMPARA, J.M.K.; PRETO, B.L.; MORAES-VALENTI, P. Indicators of sustainability to assess aquaculture systems. *Ecological Indicators*, v. 88, p. 402-413, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.068>
- VERRI, R.A.; RIBEIRO, R.M.; GASPAROTTO, F. Setor sucroenergético: uma análise sob o tripé da sustentabilidade. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 45, p. 33-47, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170228>
- VILLAMIL, O.; VÁQUIRO, H.; SOLANILLA, J.F. Fish viscera protein hydrolysates: production, potential applications and functional and bioactive properties. *Food Chemistry*, v. 244, p. 160-171, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.12.057>



TRATAMENTO DE EFLUENTES ÁCIDOS PARA A REMOÇÃO DO MANGANÊS E DE METAIS PESADOS ASSOCIADOS AOS EFLUENTES DA MINERAÇÃO DE CARVÃO POR MEIO DOS PROCESSOS DE FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

TREATMENT OF ACID EFFLUENTS FOR THE REMOVAL OF MANGANESE AND HEAVY METALS ASSOCIATED WITH EFFLUENTS FROM THE COAL MINING THROUGH THE PROCESSES OF FLOCCULATION AND FLOTATION BY DISSOLVED AIR

Samira Becker Volpato 

Doutoranda em Ciências Ambientais na Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) – Criciúma (SC), Brasil.

Antuni Crescencio 

Engenheiro ambiental na UNESC – Criciúma (SC), Brasil.

Carlyle Torres Bezerra de Menezes 

Professor doutor em Engenharia Mineral na Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) – Criciúma (SC), Brasil.

Andre Escobar 

Engenheiro químico na Carbonífera Metropolitana – Criciúma (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Carlyle Torres Bezerra de Menezes – Rua Antônio Sartor, 439 – Mina do Mato – CEP: 88810-470 – Criciúma (SC), Brasil – E-mail: cbm@unesc.net

Recebido em: 02/12/2019

Aceito em: 10/06/2020

RESUMO

Este estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar os processos de tratamento de efluentes provenientes da mineração de carvão mineral, bem como sua eficiência na remoção de manganês e de outros metais pesados. Os procedimentos consistiram na aplicação dos métodos de tratamento de efluentes de mineração por meio do processo de neutralização, seguido de floculação e sedimentação (NFS) e flotação por ar dissolvido (FAD) em escala de bancada. O ensaio via NFS apresentou eficiência de 99,58% na remoção do manganês dissolvido no efluente, com a elevação de pH até 9,95. Para os ensaios por FAD, a eficiência média da remoção de manganês foi de 97,12% e o pH 9,4. Para os outros metais, a NFS apresentou remoção de 99,79% para o alumínio total, 99,32% para o zinco e 97,79% para o ferro solúvel, enquanto a FAD apresentou remoção média de 96,33% para o alumínio total, 97,02% para o zinco e 97,26% para o ferro solúvel. Todos os ensaios se enquadraram nos limites estabelecidos pela legislação ambiental no que diz respeito à concentração em metais tóxicos. Isso comprova que o processo de tratamento do efluente proveniente de uma empresa carbonífera em estudo apresentou eficiência para a remoção dos metais analisados, sobretudo ferro, zinco e manganês. Resta a necessidade de ajustes em futuros trabalhos de pesquisa a adequação do manganês a valores de pH abaixo de 9. Constatou-se ainda que, além da NFS, a técnica de tratamento por FAD constitui uma alternativa para o tratamento de efluentes ácidos de mina, corroborando trabalhos anteriores e justificando a possível reintrodução futura nos sistemas de tratamento da drenagem ácida de mina na região.

Palavras-chave: drenagem ácida de mina; contaminantes ambientais; metais tóxicos.

ABSTRACT

This study was developed with the objective of evaluating the effluent treatment processes from coal mining, as well as the efficiency in removing manganese and other heavy metals. The procedures consisted of applying mining wastewater treatment methods through the neutralization processes, followed by Flocculation and Sedimentation (NFS) and Dissolved Air Flotation (FAD) on a bench scale. The test via NFS showed an efficiency of 99.58% in the removal of the manganese dissolved in the effluent, with an increase in pH up to 9.95. For the FAD tests, the average manganese removal efficiency was 97.12% and with pH 9.4. For other metals, NFS showed 99.79% removal for Total Aluminum, 99.32% for Zinc and 97.79% for Soluble Iron, while FAD had an average removal of 96.33% for Total Aluminum, 97.02% for Zinc, and 97.26% for Soluble Iron. All tests fell within the limits established by

environmental legislation with respect to the concentration in toxic metals, this proves that the process of treating the effluent from a coal company under study showed an efficiency for the removal of the analyzed metals, especially iron, zinc, and manganese. There remained the need for adjustments in future research work to adapt manganese to pH values below 9.0. It was also found that, in addition to the NFS, the FAD treatment technique constitutes an alternative for the treatment of acid mine effluents, corroborating with previous works and justifying a possible future reintroduction in the systems of treatment of acid mine drainage in the region.

Keywords: mine acid drainage; environmental contaminants; toxic metals.

INTRODUÇÃO

A atividade de lavra e beneficiamento de carvão mineral na região sul do estado de Santa Catarina teve início no fim do século XIX, mas somente em meados da década de 1940 obteve grande impulso, quando começou a ser implantado o parque siderúrgico nacional (MENEZES *et al.*, 2004). Porém, aliada ao progresso da região sul, a mineração de carvão trouxe consigo severos danos ambientais, comprometendo a qualidade do ar atmosférico, dos solos e dos recursos hídricos locais.

Um dos principais impactos da atividade mineira é a poluição hídrica causada pela drenagem ácida de mina (DAM). Os problemas ambientais estão relacionados com o pH geralmente abaixo de 3 e a diversidade de metais dissolvidos, como ferro, alumínio, manganês e traços de chumbo, cobre e zinco (KONTOPOULOS, 1998; SILVAS *et al.*, 2011)

A indústria da mineração produz significativas quantidades de efluentes líquidos como contrapartida de seus processos, cujas concentrações de compostos inorgânicos e metais, entre outros componentes, estão bem acima dos padrões máximos de lançamento estabelecido pela legislação (WOLOSZYN; VOLKART; BIZANI, 2013).

A DAM, um dos principais problemas ambientais associados à mineração de carvão mineral e a outras atividades da indústria mineral que contêm sulfetos metálicos, constitui uma fonte expressiva de poluição das águas superficiais e subterrâneas, criando condições impróprias à sobrevivência de seres nesse *habitat*, além de limitar seu uso doméstico ou industrial (MENEZES *et al.*, 2004; KONTOPOULOS, 1998). Além da DAM, também os efluentes líquidos provenientes do processo de beneficiamento apresentam características agressivas ao meio ambiente, com altas concentra-

ções de metais pesados e a presença de partículas finas e ultrafinas de difícil remoção.

O reconhecimento dos riscos ambientais da DAM tem conduzido ao desenvolvimento de várias técnicas para minimizar o impacto dessas correntes ácidas nos ecossistemas. Os sistemas convencionais de neutralização de DAM que utilizam reagentes alcalinos (CaO e CaCO₃) são os mais empregados em áreas de mineração. Esses sistemas consistem no aumento do pH e na remoção de metais na forma de hidróxidos. A principal característica da neutralização com reagentes alcalinos é a formação de resíduos (lama) decorrentes do processo de precipitação dos sólidos. Em geral, o processo de precipitação de constituintes químicos se dá em função do pH. Entretanto, outros fatores podem contribuir nesse processo, como força iônica, temperatura, potencial de oxidação-redução (Eh), estado de oxidação dos metais, concentrações dos metais em solução e suas interações com sólidos precipitados (KALIN; FYSON; WHEELER, 2006).

O manganês tem sido considerado como um dos principais elementos contaminantes presentes na DAM de carvão mineral, de difícil remoção nos limites permitidos pela legislação ambiental (pH 6 a 9). Normalmente, o manganês existe em solução sob condições normais ambientais na forma do cátion Mn²⁺. Em DAM, prevalece o Mn²⁺ que é estável até o pH próximo de 10.

Alguns métodos de tratamento de efluentes são empregados nos setores minerais com a finalidade de remover metais pesados e estabelecer condições apropriadas de descarte desses efluentes conforme os parâmetros exigidos pela legislação ambiental. Tais processos de tratamento de efluentes podem ser utilizados via neutralização, floculação e sedimentação (NFS) e via flotação por ar dissolvido (FAD).

A remoção de manganês da DAM por sistemas convencionais de neutralização, por outro lado, tem apresentado baixa eficiência em diversos estudos (HAMMARSTROM; SIBRELL; BELKIN, 2003). Em condições oxidantes, o Mn^{2+} deveria sofrer oxidação espontânea para manganês trivalente ou tetravalente e, em seguida, precipitar na forma de óxidos. Porém, isso requer elevada quantidade de energia, tornando lento o processo de oxidação desse metal, especialmente em $pH < 8$ (POTGIETER-VERMAAK *et al.*, 2006).

No que diz respeito à legislação vigente para este estudo, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as definições e padrões de lançamento de efluentes, vem complementar e alterar a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Em seu artigo 3º, resolve: “Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis” (BRASIL, 2011). Portanto, todas as unidades de tratamento de efluente, de qualquer origem, somente poderão lançar diretamente suas águas no corpo receptor desde que atendam às disposições da lei. Ressalta ainda em seu artigo 16º:

Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor

desde que obedeçam as condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis: I - condições de lançamento de efluentes: a) pH entre 5 e 9; II - Padrões de lançamento de efluentes: Manganês dissolvido 1 mg/L; Ferro Dissolvido 15 mg/L e Zinco 5 mg/L (BRASIL, 2011).

Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho foi o de realizar a aplicação de métodos de tratamento de efluentes provenientes da mineração de carvão mineral, com vistas à melhoria da eficiência na remoção do manganês e de outros metais pesados como alumínio, ferro e zinco, em uma estação de tratamento de efluentes (ETE) da indústria carbonífera na região sul do estado de Santa Catarina.

Dessa forma, no presente trabalho se buscou proporcionar uma melhoria da qualidade dos recursos hídricos com base no aperfeiçoamento dos processos de tratamento de efluentes e seu posterior lançamento no sistema hídrico.

Para atender a esse objetivo, realizou-se uma revisão do estado da arte dos processos de tratamento de DAM com enfoque na remoção do manganês, fez-se a caracterização do efluente gerado pela carbonífera e conduziram-se ensaios de tratabilidade para avaliar a eficiência de remoção dos metais manganês, alumínio, ferro e zinco, com vistas à adequação dos efluentes gerados aos padrões de qualidade ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

Processo de tratamento de efluentes da indústria carbonífera em estudo

A ETE da indústria carbonífera objeto deste estudo compreende as seguintes unidades:

- tanque de neutralização;
- tanque de floculação;
- sedimentador;

Processo de neutralização

Neste trabalho efetuou-se um estudo de remoção do manganês e de outros metais pesados da DAM formada com os efluentes oriundos do beneficiamento de carvão mineral. O efluente descartado pela usina de beneficiamento contém sedimentos finos e ultrafinos,

- adensamento;
- desidratação (filtro-prensa);
- bacias de decantação, conforme apresenta a Tabela 1.

A ETE apresenta capacidade para a vazão máxima de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Além disso, segue um regime de operação de 24 horas por dia, distribuídos em três turnos.

fração derivada do processo de lavagem do carvão. Entretanto, em um primeiro estágio, a água utilizada nesse processo apresenta pH entre 6,2 e 7,5, o que lhe confere uma condição legalmente aceitável no que diz respeito ao pH. Esse fato deve-se à presença de mine-

rais com características alcalinas encontrados nas camadas de carvão da região catarinense, tais como finas lentes de carbonato de cálcio.

O processo de neutralização do efluente gerado é composto de silo de armazenamento de cal, balança, tanque de preparo, filtro, bombas centrífugas e bombas dosadoras equipadas com inversor de frequência. Atualmente, utiliza-se como substância alcalinizante o hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2).

No tanque de preparo é formada a solução de hidróxido de cálcio, a uma concentração, pela adição de óxido de cálcio e de água com auxílio de uma balança digital acoplada ao tanque de preparo. Posteriormente a solução é bombeada até o tanque de

Processo de floculação

Durante muitos anos a empresa utilizou o processo de FAD para o tratamento da DAM (MENEZES *et al.*, 2004).

A flotação tem várias vantagens sobre a sedimentação por gravidade, destacando-se: possibilidade de produção de água de melhor qualidade; operação em taxas de aplicação mais altas, resultando em estações de tratamento mais compactas; início de operação mais rápido; concentração de sólidos no lodo significativamente superior à produzida na sedimentação; e menor tempo de detenção em uma estação de tratamento (MENEZES *et al.*, 2004; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2019).

No entanto, atualmente o processo de NFS constitui o principal processo de tratamento de efluentes da empresa objeto deste estudo, e também da maioria das

neutralização, que se constitui de caixa de recebimento do efluente seguida de três calhas Parshall. Cada uma recebe a solução de hidróxido de cálcio, com vazão de $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, com o auxílio de bombas dosadoras. O consumo de cal para os dados citados acima ficou na média de 180 kg/h .

Os objetivos da etapa de neutralização somente serão alcançados quando o pH atingir a faixa de 5 a 9, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 430/2011. Tal aspecto tem como objetivo reduzir os teores de manganês dissolvido, tendo em vista que a precipitação do manganês sob a forma de óxido ou hidróxido ocorre em sua maior parte na faixa de pH entre 8,5 e 10, segundo estudos de Ferguson (1991).

empresas da região (RUBIO; TESSELE, 2002). O processo inicia-se com o preparo da solução floculante em tanque constituído de agitador acoplado, com capacidade para $4,2 \text{ m}^3$. Inicialmente, pesa-se a quantidade de $2,5 \text{ kg}$ de polímero aniônico em pó para dissolvê-la em volume de $3,5 \text{ m}^3$ de água sob agitação constante, apresentando a concentração de $0,71 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. Essa concentração pode variar de acordo com as condições do efluente.

A solução floculante é conduzida por meio de bomba dosadora helicoidal até o tanque de floculação. O consumo de floculante para as condições citadas acima corresponde em média a $1,84 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$. A vazão de alimentação de efluente oriundo da etapa de neutralização nos tanques de floculação é na ordem de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Tabela 1 – Descrição das unidades de tratamento da estação de tratamento de efluente (ETE).

Descrição	Quantidade
Tanque de neutralização	2
Tanque de floculação	2
Sedimentador	2
Tanque de adensamento	1
Filtro-prensa	3
Bacias de decantação	2

O tanque de floculação ou tanque de agitação lenta, como é comumente denominado, é anexado aos decantadores, e sua estrutura apresenta os seguintes componentes:

- entrada de alimentação;

Processo de sedimentação

O processo de sedimentação se constitui de três decantadores, com capacidade de processamento em cada linha de até $450 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Na empresa, atualmente, apenas dois decantadores realizam o processo de sedimentação, enquanto o terceiro é utilizado como tanque de adensamento de lodo.

A alimentação dos decantadores inicia-se logo após a etapa de floculação. Pela ação da gravidade, as partícu-

Processo de desidratação do lodo

O processo de desidratação do lodo consiste em direcionar o material adensado (polpa) do decantador 3 até o filtro-prensa. Esse processo é composto de filtro-prensa de fabricação chinesa, automatizado, constituído de 74 placas de $2 \times 2 \text{ m}$.

No local ainda se encontram duas unidades de filtro-prensa de 60 placas de $1 \times 1 \text{ m}$, destinadas a desidratar a polpa proveniente da bacia de decantação do processo de flotação de partículas finas e ultrafinas provenientes do processo das instalações de beneficiamento

Procedimentos experimentais

Os procedimentos experimentais deste trabalho foram realizados em escala de bancada e compreenderam duas etapas principais. A primeira destinou-se à amostragem do efluente bruto (água preta) proveniente do processo final de beneficiamento. Esse efluente, como já mencionado, apresenta partículas finas e ultrafinas de difícil remoção e de altas concentrações de metais pesados, principalmente ferro e manganês. Na sequência, foi realizada a amostragem da água de recirculação utilizada no processo inicial do beneficiamento. Por se tratar de água de recirculação, ela apresenta algumas características semelhantes às da drenagem ácida, contendo metais dissolvidos em concentrações elevadas, o

Pontos de coleta

As amostras foram coletadas entre os meses de abril a maio de 2018. Estabeleceram-se dois pontos de coleta,

- agitador;
- bomba dosadora helicoidal;
- alimentação do decantador.

las de maior densidade sedimentam e direcionam-se para o fundo do equipamento. O efluente clarificado sai continuamente como *overflow*, passando por uma calha Parshall, tendo como destino final a bacia de estabilização. O lodo é extraído do fundo dos decantadores 1 e 2 por bombas centrífugas equipadas com inversores de frequência, e direcionado para o tanque de adensamento de lodo.

de carvão. Cada filtro-prensa tem capacidade para filtrar $37,5 \text{ m}^3$ de lodo por ciclo. O tempo estimado para cada ciclo é de 50 min, compreendendo as etapas de filtração, sopramento e descarregamento das tortas.

O lodo desidratado, com mais de 20% de sólidos, é depositado em um compartimento existente abaixo dos filtros-prensas, sendo carregado por pá carregadeira em caminhões e transportado continuamente para o depósito de rejeitos.

que justifica a sua avaliação detalhada para este trabalho com ênfase no manganês. Por fim, procedeu-se à caracterização físico-química dessas soluções líquidas, com a finalidade de identificar a concentração de manganês e dos demais metais pesados dissolvidos.

A segunda etapa dos procedimentos experimentais consistiu na aplicação dos métodos de tratamento de efluentes de mineração por meio dos processos de NFS e FAD, com a caracterização físico-química do sobrenadante clarificado e, posteriormente, a determinação de eficiência de remoção de manganês e dos outros metais presentes nas soluções líquidas.

denominados de pontos A e B, localizados no perímetro da ETE da indústria carbonífera.

O primeiro ponto (A) destinou-se à coleta do efluente bruto (água preta). Esse ponto localizou-se antes da etapa de neutralização, tendo como referência a caixa de visita situada próximo à tubulação que direciona o efluente bruto proveniente da usina de beneficiamento até a ETE.

O segundo ponto (B) destinou-se à coleta da água de recirculação. Esse ponto localizou-se na bacia de cla-

Procedimentos de coletas de amostras

As coletas de efluentes foram realizadas conforme critérios estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (NBR 9898/1987), que institui os parâmetros de preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

Diante desses parâmetros, as amostras foram coletadas manualmente e acondicionadas em recipientes de

Análises físico-químicas dos efluentes

Os ensaios físico-químicos para análise dos efluentes brutos foram realizados pelo Laboratório de Análises Químicas e Ambientais (LAQUA) da Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina (SATC).

Ensaio de bancada

Os ensaios de tratamento dos efluentes ácidos foram conduzidos no Laboratório de Química da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Para a realização do ensaio de NFS, utilizou-se o efluente do ponto (A), ou seja, aquele proveniente do descarte da usina de beneficiamento (água preta). Para o ensaio de FAD, utilizou-se o efluente do ponto (B), proveniente da bacia de clarificação.

O objetivo dos ensaios de bancada foi simular o processo de tratamento de efluentes atual da indústria carbonífera em estudo, bem como o processo de flotação por ar dissolvido anteriormente empregado pela mesma carbonífera, com o intuito de avaliar qual desses

Ensaio de neutralização

Para a realização dos ensaios de neutralização, preparou-se uma solução hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) com a concentração de 11,5%, baseando-se nas con-

dições de escala industrial. Portanto, a bacia de clarificação recebe contribuições das bacias de decantação A e B, assim como todo despejo proveniente do sistema de drenagem superficial. A bacia de clarificação tem como finalidade abastecer a usina de beneficiamento para o processamento da matéria-prima, no entanto algumas condições são necessárias para o abastecimento da usina de beneficiamento, entre elas baixa turbidez e ausência de sedimentos grosseiros.

polietileno com capacidade de 2 L. Após a coleta, os recipientes foram armazenados e mantidos sob refrigeração a 4°C.

As amostras que se destinaram à análise físico-química foram acondicionadas em dois recipientes de 600 mL, contendo uma alíquota 2 mL de ácido nítrico 65%, para conservação.

Os principais parâmetros avaliados e suas metodologias de análise foram: alumínio total (mg.L^{-1}); ferro dissolvido (mg.L^{-1}); ferro total (mg.L^{-1}); manganês dissolvido (mg.L^{-1}) e zinco total (mg.L^{-1}), todos pelo método de espectrometria de emissão óptica com plasma (ICP-OES).

processos apresenta melhor eficiência na remoção de manganês, entretanto todos os ensaios de neutralização tiveram a elevação de pH acima de 9. Essa é uma recomendação prevista neste estudo, que teve entre os seus objetivos a remoção do manganês na faixa de pH compreendida entre 9 e 10, considerando-se a solubilidade em meio aquoso desse metal.

Os ensaios de tratabilidade foram executados utilizando-se, em cada um, o volume de 1 L de efluente bruto, com a finalidade de se obter maior controle sobre os procedimentos sequenciais de tratamento. As soluções de hidróxido de cálcio, floculante e de surfactante foram preparadas no Laboratório de Química da UNESC.

figurações de escala industrial. A cal utilizada na ETE apresenta as seguintes características: solubilidade em água; densidade aparente variando de 0,7 a 1 g.cm^{-3} .

Os ensaios de neutralização iniciaram-se com a retirada de uma alíquota de 1 L em uma proveta graduada, posteriormente transferida para um béquer de vidro e colocada sob agitação utilizando-se um agitador magnético e sem aquecimento da Fisatom, modelo 752. Em seguida,

Ensaio de floculação

Os ensaios de floculação consistiram na utilização de polímero aniônico Flonex 934 SH (SNF Floerger), solúvel em água, com densidade relativa variando de 0,6 a 0,9 g.cm⁻³.

Na etapa de floculação, a dosagem requerida da solução de floculante aniônico foi de 2 mL.L⁻¹, confor-

Ensaio de flotação por ar dissolvido

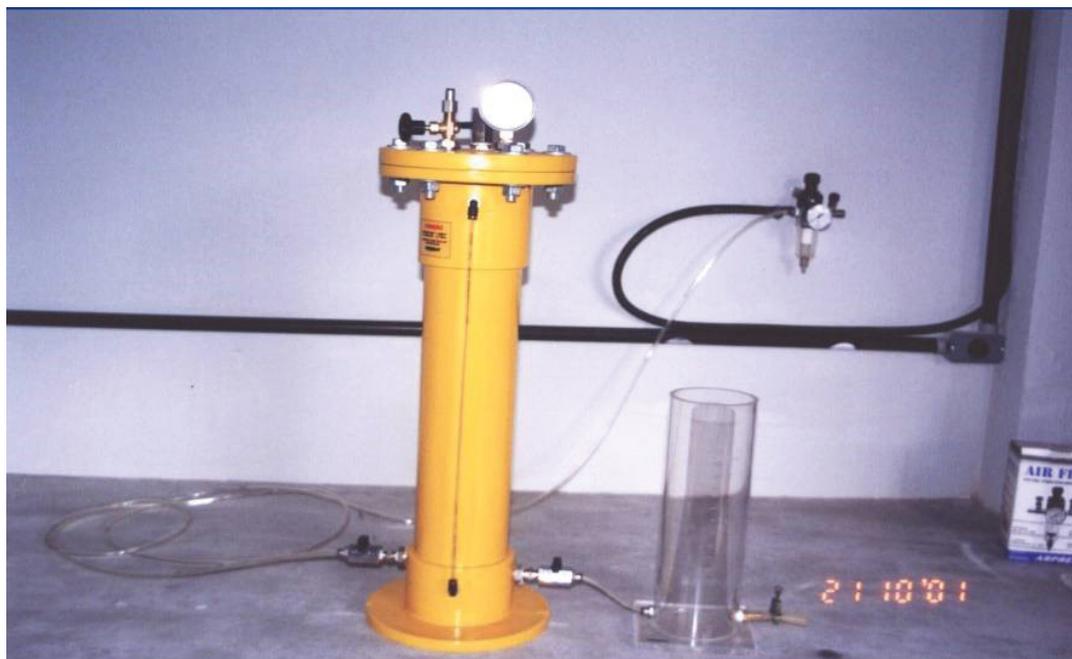
Os ensaios de FAD consistiram no emprego de uma célula de flotação por ar dissolvido em escala bancada, fabricada pela empresa Aquafлот. Essa célula é equipada de vaso saturador com capacidade de 3 L, e de válvula de segurança apresentando limite máximo de pressão de 6 kgf.cm⁻².

A pressão de saturação utilizada no processo foi de 4,2 kgf.cm⁻², com tempo de saturação de 30 min. Além disso, fixou-se a taxa de reciclo de 60% com base em estudos anteriores envolvendo FAD, de Menezes e Leal Filho (2004).

verificou-se o pH do efluente bruto com um pHmetro digital de bancada da marca Quimis Q-400^a, calibrado com solução tampão de pH 4 e 7. Posteriormente, elevou-se o pH da solução adicionando-se solução de hidróxido de cálcio, até atingir a faixa de pH ideal.

me estudos anteriores de Volpato, Menezes e Silva (2017). A concentração da solução floculante preparada no laboratório foi de 0,71%. Para a agitação e homogeneização da solução foi adotado o gradiente de velocidade de 20 s⁻¹, conforme parâmetros de diluição em planta industrial.

Para os ensaios, utilizaram-se as duas dosagens de surfactante oleato de sódio de 50 e 75 mL.L⁻¹. O primeiro ensaio, denominado de FAD nº 1, utilizou 75 mL de oleato de sódio. O segundo ensaio, denominado de FAD nº 2, realizou-se dosando 75 mL de oleato de sódio combinado com 2 mL da solução floculante, e o terceiro ensaio, denominado de FAD nº 3, empregou 50 mL de oleato de sódio. O tempo de flotação foi de 8 min para os três ensaios. A Figura 1 ilustra uma célula de flotação por ar dissolvido de escala de bancada.



Fonte: Menezes e Leal Filho (2004).

Figura 1 – Célula de flotação por ar dissolvido de bancada.

Ao término dos ensaios, uma alíquota da amostra foi coletada e acondicionada em recipiente contendo áci-

do nítrico 65%, de maneira a conservá-la. As amostras foram encaminhadas para o LAQUA.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resultados para o ensaio de neutralização

O presente estudo obteve resultados que, em sua maior parte, corroboraram e aprofundaram estudos anteriores referentes ao tratamento da DAM (TRINDADE; SOARES; RIZZO, 2004; MENEZES *et al.*, 2004), em que se afirma que a maior parte dos métodos de tratamento de DAM envolve uma etapa inicial de neutralização, tendo em vista a precipitação dos metais contidos na solução ácida. Dessa forma, alguns fatores são considerados essenciais para se obter eficiência positiva na remoção de metais pesados dos efluentes de mineração de carvão, entre os quais a escolha adequada do reagente alcalinizante, a determinação da concentração ideal e o conhecimento das faixas de precipitação dos principais hidróxidos metálicos.

A precipitação máxima do manganês como óxido ou hidróxido (MnO_2) ou $Mn(OH)_2$ ocorre apenas nas faixas de pH de 9,5 a 10, pois, embora do pH de 8,6 em diante tenha início a sua precipitação, para faixas de pH menores que 9,5 a eficiência é insatisfatória para a remoção desse íon.

Resultados para o ensaio de floculação

A Figura 3 ilustra a variação nas características de turbidez e clarificação da solução desde a etapa de neutralização até a

Assim, os ensaios de neutralização foram realizados elevando-se o pH até próximo a 10, com a perspectiva de remover a maior parte do manganês presente no efluente bruto.

Como já citado anteriormente, para o processo de NFS foi utilizado o efluente bruto (água preta) proveniente do processo de beneficiamento.

Os resultados obtidos ao longo do processo de neutralização, tanto em termos de volume utilizado quanto de variação do pH, estão apresentados a seguir, na Tabela 2.

Para a etapa de neutralização o consumo da solução neutralizante foi de 5 mL para se obter o pH de 9,95. O resultado encontrado para esse parâmetro corroborou adequadamente as condições observadas na planta em escala industrial. Com base no ensaio de neutralização foi possível chegar à curva de neutralização, conforme ilustrado abaixo na Figura 2.

etapa de floculação, demonstrando a eficiência na formação de flocos e a precipitação dos óxidos e hidróxidos metálicos.

Tabela 2 – Ensaio 1 de neutralização com adição de solução de CaO.

pH	Ca(OH) ₂ (mL)
inicial 7,25	-
8,25	1
8,9	2
9,37	3
9,7	4
9,95	5

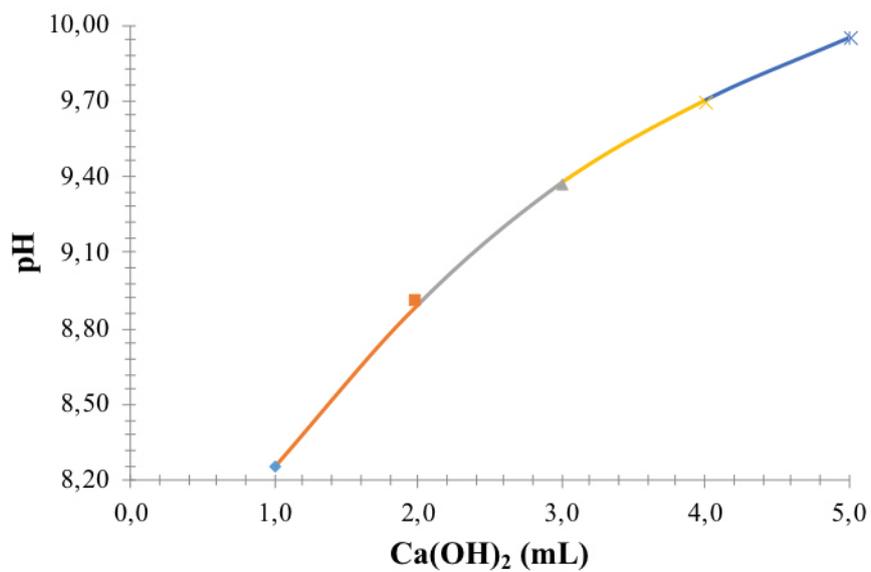


Figura 2 – Curva de neutralização com utilização de solução de Ca(OH)_2 (11,5%).



Figura 3 – Efluente bruto após o ensaio de neutralização e floculação.

Resultados integrados das análises físico-químicas após neutralização, floculação e sedimentação

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3, foi possível avaliar a eficiência da remoção dos principais metais dissolvidos. Embora não tenham sido os objetos principais desta investigação, para efeito de análise da eficiência do processo de tratamento da DAM, além do manganês, foram analisadas as concentrações inicial e final e a eficiência na remoção dos elementos ferro, alumínio e zinco.

Ensaio de tratamento via flotação por ar dissolvido

A seguir são discutidos os resultados dos ensaios de tratamento pela técnica de FAD. Os ensaios foram realizados em triplicata conforme descrito na metodologia, com dosagens diferentes. Buscou-se realizar um estudo para avaliar a eficiência utilizando apenas

Ensaio de flotação por ar dissolvido nº 1

O ensaio de FAD nº 1 constituiu-se de neutralização e correção do pH da amostra, seguidas de adição do surfactante oleato de sódio (75 mL), com taxa de reciclo de 60%. Os resultados observados ao longo do processo de neutralização, tanto em termos de volume utilizado quanto de variação do pH, são apresentados na Tabela 4.

Segundo os estudos de Campaner e Silva (2009, p. 146), “a eficiência da neutralização por reagentes

A eficiência de remoção do ferro foi de 99,79%, sendo este o maior percentual de remoção entre os metais presentes no efluente ácido submetido ao tratamento utilizado. A eficiência na remoção do manganês correspondeu a 99,58%. Dessa forma, as análises dos resultados dos ensaios de forma integrada demonstram as baixas concentrações finais obtidas para esses metais, resultando na sua adequação aos limites de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental vigente (BRASIL, 2011).

o surfactante, o oleato de sódio, nos ensaios nº 1 e nº 3, e de forma combinada com o uso de um floculante no ensaio nº 2. Para os dois tipos de ensaios, manteve-se uma etapa comum de neutralização e correção do pH.

carbonáticos é fortemente influenciada por elevadas concentrações de ferro em solução”. O revestimento das partículas dos reagentes por precipitados de hidróxidos de Fe pode afetar a taxa de reações químicas que consomem H⁺ da solução. Nesse sentido, os resultados deste estudo corroboraram esses autores. A Figura 4 apresenta a projeção de uma curva de neutralização conforme os resultados encontrados.

Tabela 3 – Caracterização físico-química do efluente bruto e clarificado.

Parâmetros	Unidade	Resolução CONAMA nº 430/2011	Lei nº 14.675/2009	Efluente bruto	Efluente clarificado	Eficiência de remoção (%)
Alumínio total	mg.L ⁻¹	#	##	118,700	0,170	99,86
Ferro solúvel	mg.L ⁻¹	15,0	##	52,650	0,113	99,79
Ferro total	mg.L ⁻¹	#	##	239,100	0,202	99,92
Manganês solúvel	mg.L ⁻¹	1,0	1,0	9,307	0,039	99,58
Zinco total	mg.L ⁻¹	5,0	1,0	1,468	0,010	99,32
pH		5,0 a 9,0	6,0 a 9,0	7,25	9,95	##

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; #valor máximo permitido (VMP) segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina — Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009 (Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos); ##Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA (Classe 2 – Águas Doces).

A Tabela 5 apresenta os resultados para o ensaio de FAD nº 1. Nela está ilustrada a caracterização físico-química dos efluentes bruto e clarificado. Além disso, apresenta-se a eficiência de remoção do manganês e dos demais metais pesados dissolvidos.

Ensaio de flotação por ar dissolvido nº 2

O ensaio de FAD nº 2 constitui-se de neutralização e correção do pH da amostra, seguidas de adição do surfactante oleato de sódio (75 mL) e da adição flocculante aniônico (2 mL), com a taxa de reciclo de 60%. Os resultados obtidos na correção de pH são apresentados abaixo, na Tabela 6.

A precipitação do manganês não é somente alcançada por meio do aumento de pH, mas sofre influência também de

Os resultados da análise do efluente clarificado do ensaio FAD nº 1 demonstraram eficiência satisfatória na remoção dos metais pesados analisados, com foco no manganês, objeto central deste estudo, que demonstrou eficiência de remoção de 97,84%.

outras variáveis, como temperatura e potencial de oxirredução (SHRIVER; ATKINS; LANGFORD, 1998). Esses parâmetros não fizeram parte do escopo da presente pesquisa, mas poderão ser recomendados como objetos de estudo em futuros trabalhos. A Figura 5 apresenta a projeção de uma curva de neutralização conforme os resultados obtidos.

A Tabela 7 apresenta os resultados para o ensaio de FAD nº 2. Nela estão ilustrados os resultados da carac-

Tabela 4 – Etapa de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 1.

pH	Ca(OH) ₂ (mL)
inicial 2,73	-
3,35	1
4,5	2
6,25	3
9,14	4
9,83	5

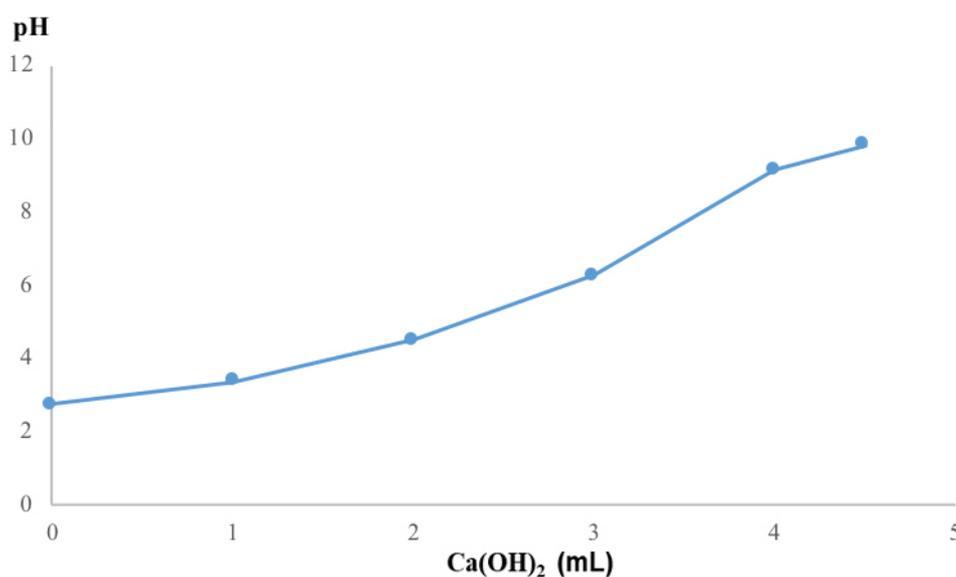


Figura 4 – Curva de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 1.

Tabela 5 – Caracterização físico-química do efluente clarificado: flotação por ar dissolvido (FAD) nº1.

Parâmetros	Unidade	Resolução CONAMA nº 430/2011	Lei nº 14.675/2009	Efluente bruto	Efluente clarificado	Eficiência de remoção (%)
Alumínio total	mg.L ⁻¹	#	##	16,240	0,625	96,15
Ferro solúvel	mg.L ⁻¹	15,0	##	17,240	0,718	95,84
Ferro total	mg.L ⁻¹	#	##	145,000	0,782	99,46
Manganês solúvel	mg.L ⁻¹	1,0	1,0	16,620	0,359	97,84
Zinco total	mg.L ⁻¹	5,0	1,0	0,950	0,010	97,79
pH		5,0 a 9,0	6,0 a 9,0	2,73	9,83	##

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; #valor máximo permitido (VMP) segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina — Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009 (Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos); ##Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA (Classe 2 — Águas Doces).

Tabela 6 – Etapa de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 2.

pH	Ca(OH) ₂ (mL)
inicial 2,82	-
3,32	1
3,62	2
5,03	3
7,74	4
9,73	5

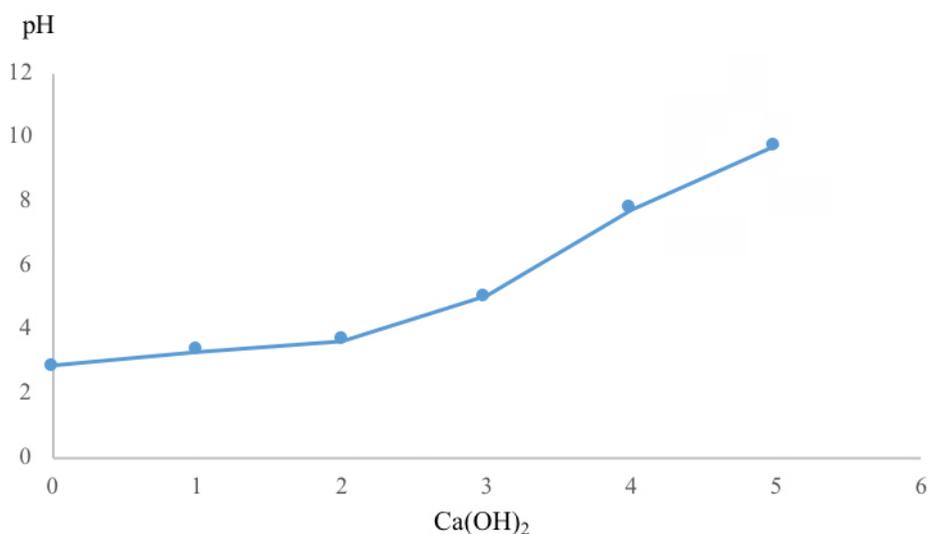


Figura 5 – Curva de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 2.

terização química e físico-química do efluente bruto e clarificado. Além disso, apresenta-se a eficiência de remoção do manganês e dos demais metais presentes.

Os resultados da análise do efluente clarificado do ensaio FAD nº 2 demonstraram eficiência na remoção do

Ensaio de FAD nº 3

Por último, o ensaio denominado de FAD nº 3 constituiu-se das etapas de neutralização e correção do pH da amostra, seguidas de adição do surfactante oleato de sódio (50 mL), com taxa de reciclo de 60%. Os resultados observados na correção de pH são descritos na Tabela 8.

A curva de neutralização, elaborada conforme se apresenta abaixo na Figura 6, ilustra a variação do pH com relação à adição de Ca(OH)_2 .

A Tabela 9 apresenta os resultados para o ensaio de FAD nº 3. Nela estão demonstrados os resultados da

todos os metais analisados, com enfoque ao manganês, com remoção de 95,94%. Essa eficiência apresentou-se satisfatória, além de adequar a concentração desse metal, o manganês, aos limites de legislação ambiental vigente (BRASIL, 2011).

caracterização química e físico-química dos efluentes bruto e clarificado.

Os resultados da análise do efluente clarificado do ensaio FAD nº 3 mostraram-se eficientes na remoção dos metais alumínio, ferro, manganês e zinco, com destaque ao manganês, para o qual a eficiência de remoção correspondeu a 97,59%. Diante disso, pode-se concluir também para esse ensaio que a eficiência na remoção de manganês se apresentou satisfatória, além de enquadrar esse elemento nos limites de concentração para o lançamento de efluentes preconizados pela legislação ambiental em vigor (BRASIL, 2011).

Tabela 7 – Caracterização físico-química do efluente clarificado (FAD nº 2).

Parâmetros	Unidade	Resolução CONAMA nº 430/2011	Lei nº 14.675/2009	Efluente bruto	Efluente clarificado	Eficiência de remoção (%)
Alumínio total	mg. L ⁻¹	#	##	16,240	0,591	96,36
Ferro solúvel	mg. L ⁻¹	15,0	##	17,240	0,139	99,19
Ferro total	mg. L ⁻¹	#	##	145,000	0,157	99,89
Manganês solúvel	mg. L ⁻¹	1,0	1,0	16,620	0,675	95,94
Zinco total	mg. L ⁻¹	5,0	1,0	0,950	0,039	95,89
pH		5,0 a 9,0	6,0 a 9,0	2,73	9,73	##

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; #valor máximo permitido (VMP) segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina — Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009 (Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos); ##Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA (Classe 2 — Águas Doces).

Tabela 8 – Etapa de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 3.

pH	Ca(OH)_2 (mL)
inicial 2,98	-
3,37	1
4,7	2
6,4	3
9,4	4

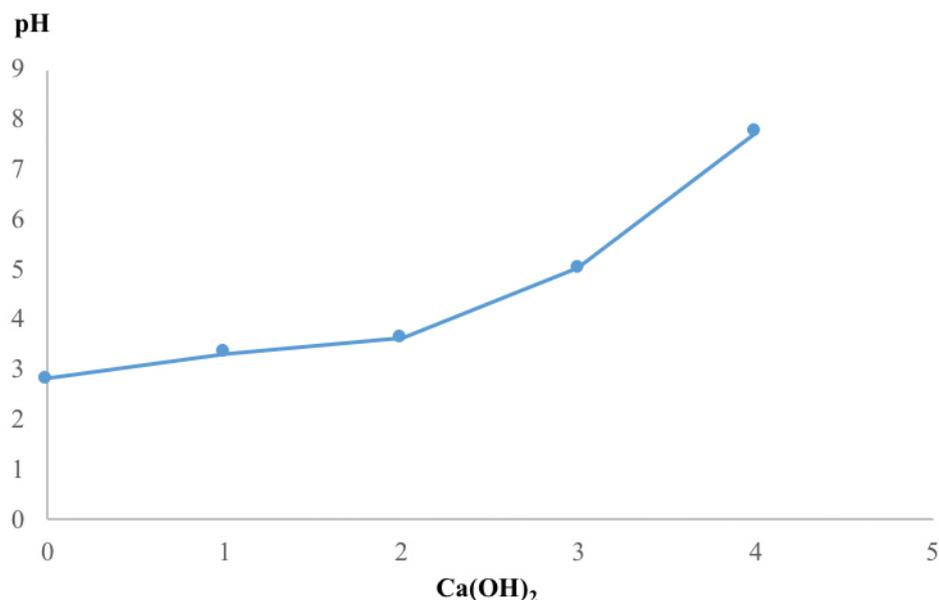


Figura 6 – Curva de neutralização do ensaio de flotação por ar dissolvido (FAD) nº 3.

Tabela 9 – Caracterização físico-química do efluente clarificado: flotação por ar dissolvido (FAD) nº 3.

Parâmetros	Unidade	Resolução CONAMA nº 430/2011	Lei nº 14.675/2009	Efluente bruto	Efluente clarificado	Eficiência de remoção (%)
Alumínio total	mg. L ⁻¹	#	#	16,24	0,569	96,50
Ferro solúvel	mg. L ⁻¹	15,0	#	17,24	0,559	96,76
Ferro total	mg. L ⁻¹	#	#	145	0,615	99,58
Manganês solúvel	mg. L ⁻¹	1,0	1,0	16,62	0,401	97,59
Zinco total	mg. L ⁻¹	5,0	1,0	0,95	0,025	97,37
pH		5,0 a 9,0	6,0 a 9,0	2,98	9,83	

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; #valor máximo permitido (VMP) segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina — Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009 (Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos); ##Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA (Classe 2 — Águas Doces).

CONCLUSÃO

Com base nos resultados experimentais obtidos no âmbito deste trabalho foi possível concluir que tanto a DAM quanto a água de processo, denominada localmente na indústria carbonífera de água preta e oriunda da etapa de beneficiamento, apresentam diferenças significativas em termos de valores de pH e altas concentrações de metais pesados, muitas delas acima dos limites permitidos pela legislação ambiental vigente, tais como as de ferro, zinco e manganês. Enquanto a DAM apresenta valores de pH compreendidos entre 2,7 e 3, a água proveniente do processo de beneficiamento apresenta valores de pH entre 6 e 7,5.

O ensaio por meio das etapas de NFS apresentou eficiência de 99,6% na remoção do manganês dissolvido nas amostras de efluente bruto e 99,8% na remoção do ferro, entretanto a obtenção dessa eficiência associada ao tratamento físico-químico somente foi possível com a elevação de pH para acima de 9. Assim, esse parâmetro deverá ser objeto de pesquisas futuras, visando à sua adequação de forma integral à legislação ambiental. Resta a necessidade da adequação do manganês a valores de pH abaixo de 9. No entanto, com relação aos demais parâmetros, os ensaios de NFS corroboraram os dados obtidos por Volpato, Menezes e Silva (2017),

com semelhante eficiência na remoção dos íons metais ferro e manganês.

Para os ensaios em triplicata por meio da FAD, a eficiência de remoção de manganês apresentou algumas variações. Para o ensaio nº 1, a eficiência de remoção foi de 97,84%, com o pH compreendido na faixa de 9,83. No ensaio de nº 2, obteve-se menor eficiência na remoção de manganês, na faixa de 95,94%, mesmo associado com o floculante. Para o ensaio de nº 3, a eficiência na remoção do manganês correspondeu ao valor médio de 97,59%. Nesse ensaio o pH foi elevado até 9,4 e foram usados 50 mL de oleato de sódio. Para tais ensaios fixou-se a taxa de reciclo de 60%.

Apesar de algumas variações na remoção de manganês nas amostras de efluentes, todos os ensaios se enquadraram nos limites estabelecidos pela legislação ambiental. Isso comprova que o processo de tratamento de efluente comumente utilizado na carbonífera em estudo apresenta eficiência para a remoção dos metais pesados analisados, sobretudo ferro, zinco e manganês.

Sobre a aplicação do processo de FAD, pode-se concluir que ele se apresenta como alternativa concreta, corroborando trabalhos anteriores (MENEZES *et al.*, 2004). Embora pouco utilizado nas carboníferas da região atualmente, apresenta eficiência tanto técnica como ambiental, e todos os parâmetros analisados foram contemplados pela legislação vigente, o que justifica uma possível reintrodução futura nos sistemas de tratamento da DAM na região.

Ressalta-se que essa técnica se mostrou promissora e é possível que seja uma boa alternativa à recirculação de água no próprio sistema e ao lançamento em curso de água, entretanto estudos mais aprofundados devem ser conduzidos, principalmente no que diz respeito à segurança sanitária da água.

Com os resultados alcançados, vale salientar que tratamentos da DAM apenas com aplicação da etapa de neutralização não são suficientes para a remoção total dos metais tóxicos presentes nesse tipo de efluente, por duas razões principais: uma, a ampla faixa de variação de solubilidade e precipitação dos metais, por causa da formação de óxidos e hidróxidos metálicos sob forma de partículas e agregados coloidais, que constituem um lodo de difícil remoção. Além desse aspecto, os custos de separação do lodo gerado pelos óxidos e hidróxidos metálicos, via de regra, são muito elevados nos processos convencionais de separação sólido-líquido, tais como filtros-prensas, necessitando de tratamentos posteriores químicos e/ou físico-químicos para uma eficiência maior da sua remoção do meio aquoso.

Como sugestão para trabalhos futuros em continuidade a este, sugere-se, para o tratamento de efluentes ácidos de mina, a inclusão de ensaios ecotoxicológicos, visando à segurança sanitária da água. Recomendam-se, ainda, estudos visando à remoção de partículas finas e ultrafinas presentes nos efluentes oriundos do beneficiamento de carvão mineral.

AGRADECIMENTO

Apresentamos os agradecimentos à empresa carbonífera e aos profissionais envolvidos no desenvolvimento da pesquisa, bem como à UNESCO, onde foram desenvolvidos os ensaios de tratamento em escala de laboratório,

e ao Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições Comunitárias de Ensino Superior da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (PROSUC/CAPES), a bolsa de uma das autoras

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 9898*: Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- CAMPANER, V.P.; SILVA, W.L. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. *Química Nova*, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 146-152, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000100028>
- CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. MMA, 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 jun. 2020.

FERGUSON, J.E. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Oxford: Pergamon Press, 1991. 190 p.

HAMMARSTROM, J.M.; SIBRELL, P.L.; BELKIN, H.E. Characterization of limestone reacted with acid-mine drainage in a pulsed limestone bed treatment system at the Friendship Hill National Historical Site, Pennsylvania, USA. *Applied Geochemistry*, v. 18, p. 1705-1721, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(03\)00105-7](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00105-7)

KALIN, M.; FYSON, A.; WHEELER, W.N. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, v. 366, n. 2-3, p. 395-408, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.11.015>

KONTOPOULOS, A. Acid Mine Drainage Control. In: CASTRO, S.H.; VERGARA, F.; SÁNCHEZ, M.A. (orgs.). *Effluent Treatment in the Mining Industry*. Chile: University of Concepción, 1998. p. 57-118.

MENEZES, C.T.B.; LEAL FILHO, L.S. Tratamento de efluentes ácidos de mina por neutralização e remoção de metais. *Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP / Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo*, São Paulo, n. 212, p. 1-20, mar. 2004.

MENEZES, C.T.B.; LEAL FILHO, L.S.; SANTO, E.L.; RUBIO, J.; ROSA, J.J.; GALATTO, S.L.; IZIDORO, G. Tratamento de Drenagem Ácida de Mina: Experiência da Carbonífera Metropolitana. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 20., 2004. *Anais...* Florianópolis, 2004.

MENEZES, C.T.B.; TABOADA, A.E.; CHAVES, A.P. Flotação do carvão no Brasil. In: CHAVES, A.P. (org.). *Flotação: o estado da arte no Brasil*. São Paulo: Signus, 2006. v. 4. p. 369-379. (Coleção Teoria e Prática do Tratamento de Minérios).

OLIVEIRA, A.L.; OLIVEIRA, N.F. Flotação por ar dissolvido aplicada no tratamento de efluente de leitos de drenagem. *Revista DAE*, n. 218, v. 67, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.032>

POTGIETER-VERMAAK, S.S.; POTGIETER, J.H.; MONAMA, P.; VAN GRIEKEN, R. Comparison of limestone, dolomite and fly ash as pre-treatment agents for acid mine drainage. *Minerals Engineering*, v. 19, n. 5, p. 454-462, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.07.009>

RUBIO, J.; TESSELE, F. Processos para o Tratamento de Efluentes da Mineração. In: BENVINDO, A.L.; SAMPAIO, J.A.; ALMEIDA, S.L.M. (orgs.). *Tratamento de Minérios*. 3. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. p. 637-697.

SHRIVER, D.F.; ATKINS, P.W.; LANGFORD, C.H. *Inorganic chemistry*. 6. ed. Oxford: Oxford University Press, 1998. 819 p.

SILVAS, F.P.C.; BUZZI, D.C.; BERNARDES, A.M.; ESPINOVA, D.C.R.; TENÓRIO, J.A.S. Caracterização e neutralização de drenagens ácidas de minas provenientes da mineração de carvão em Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 20, 2011.

TRINDADE, R.B.E.; SOARES, P.S.M.; RIZZO, A.C.L. Remoção de manganês residual contido em efluentes aquosos de mineração. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 20., 2004. *Anais...* Florianópolis, 2004.

VOLPATO, S.B.; MENEZES, C.T.B.; SILVA, J.V.F. Recuperação ambiental de ecossistemas aquáticos em regiões estuarinas: estudos aplicados para o tratamento de sedimentos contaminados pela drenagem ácida de mina na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 313-316, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016126487>

WOLOSZYN, D.; VOLKART, P.A.; BIZANI, D. Tratamento de efluente secundário proveniente do beneficiamento do carvão mineral utilizando bactérias com capacidade redutora de sulfato. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 28, 2013.



INTEGRAÇÃO DE FERRAMENTAS DE MODELAGEM AMBIENTAL, FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E TRATAMENTOS ESTATÍSTICOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

INTEGRATION OF ENVIRONMENTAL MODELING TOOLS, LANDSCAPE FRAGMENTATION AND STATISTICAL TREATMENTS IN THE EVALUATION OF WATER QUALITY

**Mariana Davila Fonseca
Paiva de Paula Freitas** 

Pesquisadora, Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Mariana Davila Fonseca Paiva de Paula Freitas – Rua Anhanguera, 217 – Santa Tereza – CEP: 31015-090 – Belo Horizonte (MG), Brasil – E-mail: marianadfreitas@gmail.com

Recebido em: 17/12/2019

Aceito em: 06/07/2020

RESUMO

A modelagem ambiental é um processo computacional de amplas aplicações, incluindo projeção de cenários por meio dos autômatos celulares, em que células interagem por meio de condições predefinidas, possibilitando a previsão de futuros cenários. Dessa forma é possível avaliar, por exemplo, a evolução de atividades antrópicas em bacias hidrográficas com o uso de base cartográfica e imagens de satélite. Essa projeção é importante para a qualidade das águas, visto que os recursos hídricos são amplamente prejudicados por atividades humanas. Desse modo, o presente estudo tem como objetivo simular cenários para 15 anos em uma área localizada na bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho, que abrange os municípios de Sabará, Santa Luzia e Taquaraçu de Minas, situados na Região Metropolitana de Belo Horizonte (MG), integrando-os com a fragmentação da paisagem e dados de qualidade das águas. As diferentes informações levantadas foram associadas para se inferir sobre o estado atual das águas e prever, conforme cenários futuros, tomadas de decisões para melhoria da sua qualidade. Inicialmente, foram mapeados em classes o uso e a ocupação do solo da bacia hidrográfica de três anos (1996, 2006 e 2016). As classes foram divididas em áreas naturais e antrópicas e associadas aos arquivos de drenagem, malha viária e altitude, sendo os *inputs* para o modelo de projeções de paisagem. A projeção indicou que, entre 1996 e 2016, os remanescentes de vegetação arbórea na bacia hidrográfica reduziram-se de 70 para 55%, e os resultados de análise de água mostraram que o ribeirão não atende aos valores de enquadramento conforme deliberação normativa (DN) 20/1997. Os cenários projetados pelo modelo de paisagem demonstraram o avanço das áreas antropizadas sobre as naturais, as quais em 2032 poderão se sobressair, cobrindo cerca de 60% da bacia hidrográfica. Além disso, essas projeções associadas aos parâmetros físico-químicos indicam tendência à diminuição da qualidade das águas, sendo necessárias tomadas de decisões para a melhora dessa projeção, visando atender ao enquadramento em classe I do curso de água.

Palavras-chave: autômatos celulares; gestão de recursos hídricos; previsão de cenários.

ABSTRACT

Environmental modeling is a computational process of wide applications, including projection of scenarios through cellular automata, in which cells interact by means of predefined conditions allowing the prediction of future scenarios. In this way, it is possible to evaluate, for example, the evolution of human activities in hydrographic basins using cartographic bases and satellite images. This projection is important for water quality as water resources are severely affected by human activities. Thus, the present study

aims to simulate scenarios for 15 years in an area located in the hydrographic basin of Ribeirão Vermelho, in the municipalities of Sabará, Santa Luzia, and Taquaraçu de Minas, located in the Metropolitan Region of Belo Horizonte, Minas Gerais, integrated with the fragmentation of the landscape and water quality data. The different information collected was associated to infer about the current state of the waters and to predict, according to future scenarios, decision-making to improve water quality. Initially, the use and occupation of land in the three-year hydrographic basin (1996, 2006, and 2016) was mapped into classes. The classes were divided into natural and man-made areas and, associated with the drainage files, road network and altitude, being the inputs for the model of landscape projections. The projection indicated that between 1996 and 2016 the remnants of tree vegetation in the hydrographic basin decreased from 70 to 55% and the results of water analysis showed that the stream does not meet the framing values according to DN 20/1997. The scenarios projected by the landscape model demonstrated the advance of anthropized areas over natural ones, which in 2032 may stand out, covering about 60% of the hydrographic basin. In addition, these projections associated with physical-chemical parameters indicate a tendency to decrease water quality, making decisions necessary to improve this projection, aiming to meet the class I classification of the watercourse.

Keywords: cellular automata; management of water resources; scenario prediction.

INTRODUÇÃO

A modelagem é uma ferramenta computacional de ampla aplicação para estudos ambientais. Consiste no uso de ferramentas matemáticas que, por meio de modelos, são capazes de projeção de cenários de aspectos socioambientais e prognósticos, de modo a nortear ações de controle da preservação do meio ambiente e de tomada de decisões (BRASIL, 2019). Paiva *et al.* (2020) utilizaram modelos para avaliar os impactos da expansão urbana na segurança da quantidade água em uma bacia localizada em São Paulo, combinando a expansão urbana e as projeções de aumento da população regional. Conforme o trabalho, o estudo contribui para discussões sobre segurança hídrica, abordando a importância da integração entre a água e o planejamento urbano.

Com vistas a avaliar a qualidade das águas, Mateus *et al.* (2015) utilizaram a modelagem para analisar o perfil do parâmetro de oxigênio dissolvido para identificar as principais fontes poluidoras e sugerir ações de controle no rio Uberaba (MG). Como resultado, o modelo permitiu mostrar que o curso de água estudado tem chances baixas de atender ao padrão ambiental, porém esse parâmetro poderia ser melhorado com o tratamento de carga orgânica lançada no rio.

Ohnuma Jr. e Mendiondo (2014) analisaram cenários ambientais para a proposição de medidas de recuperação de bacias para o Plano Diretor do Município de São Carlos (SP). Foi feito o mapeamento do uso e da ocupa-

ção do solo pretéritos e projeções de cenários futuros para subsidiar o planejamento ambiental.

Um dos métodos para a construção de cenários preditivos se dá por meio de autômatos celulares (AC), que permitem um ambiente de modelagem flexível, operadores espaciais e calibração e validação do método (BRASIL, 2019).

Os modelos de mudanças no uso da terra podem apoiar a compreensão dos processos e padrões de crescimento urbano que emergem das interações homem-ambiente. Os AC são uma abordagem comum para a modelagem de mudanças no uso da terra urbana, que permite descobrir e analisar possíveis vias de crescimento urbano por meio da construção de cenários, baseado em configuração de vizinhança, regras de transição e representação de entidades geográficas. Modelos e métodos que expandem o conhecimento e a experiência de órgãos tomadores de decisão sobre desenvolvimento urbano são de grande importância no apoio a medidas de desenvolvimento sustentável (YANG *et al.*, 2020). Para aplicar essa metodologia, foi estudada a área de estudo que compreende a bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho, com área de 163,66 km², pertencente à bacia do rio das Velhas (Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos – UPGRH SF5), abrangendo os municípios de Sabará, Santa Luzia e Taquaraçu de Minas, situados na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) (Figura 1). O curso de água perfaz 28 km desde a sua nascente, na Serra da Piedade, até a sua foz, na margem direita do

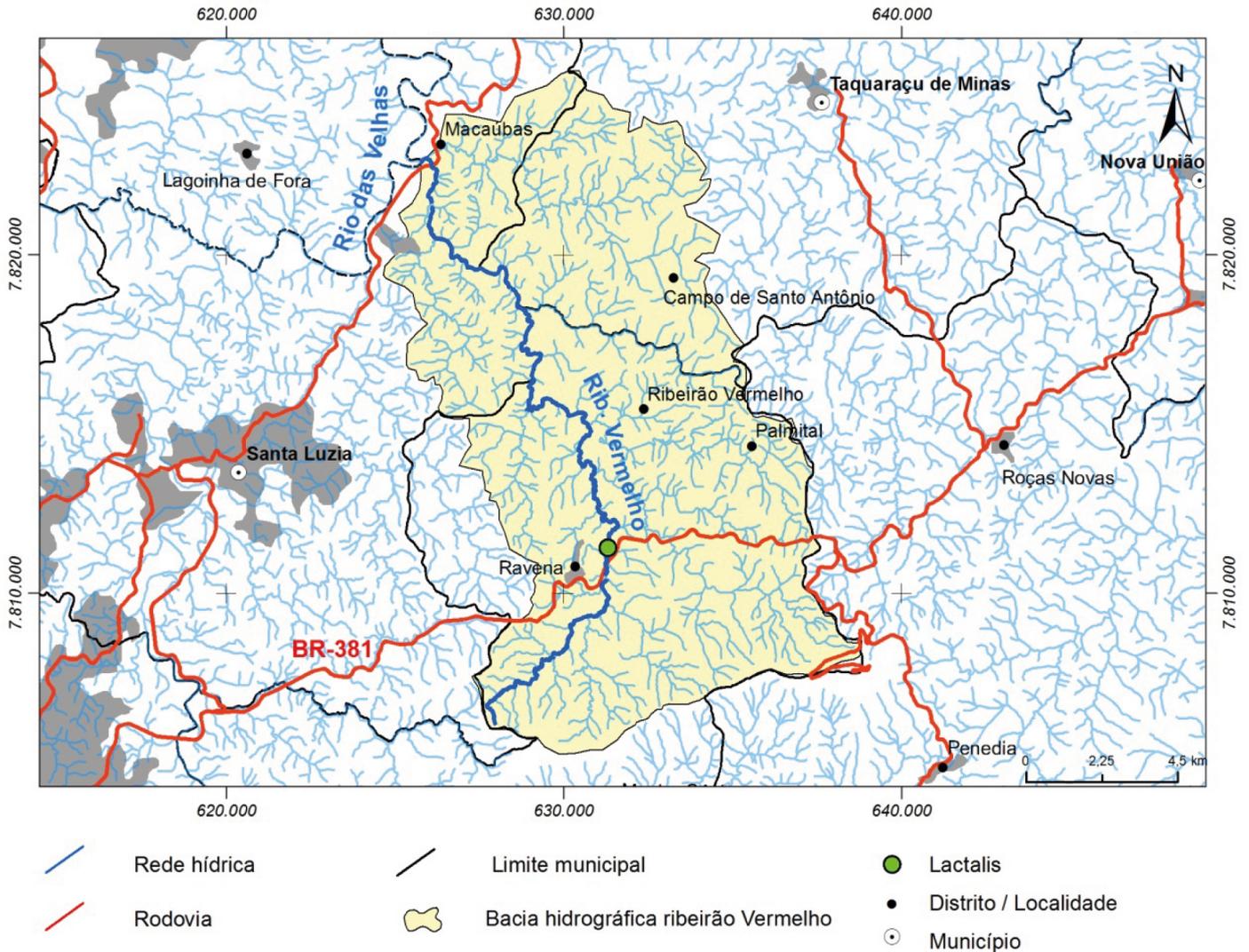


Figura 1 – Localização da área de estudo.

rio das Velhas. O ribeirão é enquadrado como classe 1 das nascentes à confluência com o rio das Velhas, conforme a DN do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) nº 20/1997, que dispõe sobre o enquadramento das águas, no entanto, um ponto monitorado no seu alto curso é categorizado como classe 3, no período chuvoso, e classe 4, na estiagem.

O Plano Diretor da área estudada propõe o estabelecimento de agendas que envolvam atividades econômicas, disponibilidade hídrica, necessidade de preservação de áreas de recarga, processos de uso e ocupação do solo. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo utilizar o método de modelagem ambiental,

simulando cenários para 15 anos integrados com a fragmentação da paisagem e dados de qualidade das águas. Dessa forma, fornecerá bases, subsídios técnicos e alertas para o estabelecimento de metas e ações que possam nortear a melhoria da qualidade das águas.

A qualidade das águas é uma preocupação cada vez mais recorrente por causa do aumento de demanda, da poluição e da diminuição de áreas naturais. As ações humanas têm forte influência sobre a qualidade e a quantidade das águas e, assim, o trabalho propõe uma avaliação temporal do uso do solo e cobertura da terra, bem como a projeção de cenários de paisagens antrópicas e naturais futuras por meio de modelagem ambiental.

MATERIAIS E MÉTODOS

Mapeamento temporal de uso do solo e cobertura da terra

A primeira etapa do trabalho foi o mapeamento temporal do uso do solo e da cobertura da terra da bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho, que é uma das bases de entrada (*input*) para o desenvolvimento da modelagem ambiental.

Inicialmente, foi adquirida imagem de satélite de alta resolução para a elaboração do mapeamento das condições atuais e foram obtidas imagens do satélite Landsat 5, sensor Thematic Mapper (TM), com datas de 23 de junho de 1996 e 21 de julho de 2006, para o mapeamento das condições históricas de uso e ocupação do solo. Na sequência, delimitou-se a bacia hidrográfica com base na restituição de feições geográficas como a rede de drenagem, lagoas, estradas e curvas de nível com equidistância de 50 m das cartas topográficas Lagoa Santa, Jaboticatubas, Caeté e Belo Horizonte, na escala 1:50.000, elaboradas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). As imagens foram georreferen-

ciadas por satélite com base em pontos de referência coletados nas cartas topográficas (*datum* WGS-84), por meio do *software* ArcGIS 10.3, na versão educacional.

As classes de uso e ocupação do solo e cobertura vegetal que ocorrem na bacia hidrográfica foram digitalizadas em tela. Os polígonos com menos de 1.500 m² não foram mapeados.

Para a visita de campo, foi elaborada uma carta imagem na escala de 1:10.000. No campo, foi feita a conferência visual dos padrões de interpretação, registro fotográfico e validação do mapeamento. Esses padrões foram definidos com base nos elementos de interpretação (cor, forma, textura, estrutura e relação de contexto).

Após a checagem, definiram-se a legenda e a interpretação final da carta imagem, consolidando o banco de dados em Sistema de Informação Geográfica e a quantificação das classes de uso e vegetação.

Classificação do uso do solo e cobertura da terra

Após a interpretação da imagem de satélite e a digitalização em tela do uso do solo e da cobertura da terra, os polígonos foram classificados conforme o Quadro 1.

Diante da disponibilidade de imagens em alta resolução, em 2016 foi realizada uma classificação mais precisa (uso detalhado). As imagens disponíveis para os

Quadro 1 – Classes de uso do solo e cobertura da terra.

Uso simplificado (1996, 2006 e 2016)	Uso detalhado (2016)
Corpos de água	Corpos de água
Campo rupestre	Campo rupestre
Vegetação arbórea nativa	Cerrado
	Floresta estacional semidecidual
Área construída	Área industrial
	Área urbana com baixa ocupação
	Área urbana
Mineração	Mineração
Pastagem	Pastagem
Reflorestamento	Reflorestamento
Solo exposto	Solo exposto

anos de 1996 e 2006 não permitiram uma detecção tão minuciosa quanto a de 2016, sendo classificadas de forma sintetizada (uso simplificado). Para comparar a evolução temporal entre os anos analisados, o uso simplificado foi aplicado também ao ano de 2016.

A classe de corpos de água engloba os recursos hídricos passíveis de serem mapeados, ou seja, que tenham forma de polígono e não linear, como represas e lagoas. O campo rupestre corresponde à fitofisionomia de vegetação típica de altitudes elevadas, rasteira e que cresce entremeada às rochas. A vegetação arbórea nativa con-

siste em áreas de cerrado de porte arbóreo e floresta estacional semidecidual. A área construída engloba áreas industriais, áreas urbanas com baixa ocupação (pouca densidade de casas, como chácaras, sítios e ranchos, pequenas áreas cultivadas com criação de animais) e a área urbana (municípios, povoados e vilas). A mineração abarca as áreas de extração mineral. A pastagem compreende regiões com pastos em diversos estágios de conservação. O reflorestamento na bacia é representado por eucaliptos e o solo exposto pelas terras sem cobertura é decorrente de ações antrópicas.

Fragmentação da paisagem

Para quantificar a estrutura e a fragmentação da paisagem, o *software* livre FRAGSTATS 4.2 foi utilizado em razão das diversas opções de métricas disponíveis. Os padrões de paisagem encontrados na área de estudo são complexos, o que exigiu o uso de um conjunto de 10 métricas:

- CA: área total da classe mapeada;
- PLAND: porcentagem da classe na paisagem;
- NP: número de manchas da classe mapeada;
- LPI: porcentagem da paisagem composta da maior mancha;

- AREA_MN: tamanho médio das manchas;
- SHAPE_MN: forma média das manchas;
- PROX_MN: índice de proximidade;
- ENM_MN: distância euclidiana entre as manchas;
- IJI: índice de interspersão e justaposição;
- SHDI: índice de diversidade de Shannon.

A relação das métricas utilizadas é apresentada no Quadro 2.

Quadro 2 – Relação de métricas da paisagem.

Sigla (unidade)	Item
NP (#)	Number of Patches (número de manchas)
LPI (%)	Largest Patch Index (porcentagem da paisagem composta da maior mancha)
AREA_MN (ha)	Mean Patch Area (tamanho médio das manchas)
SHAPE_MN (ha)	Mean Shape Index (forma média das manchas)
PROX_MN (m)	Average Proximity Index (índice de proximidade)
ENM_MN (m)	Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance (distância euclidiana entre as manchas)
IJI (%)	Interspersion/Juxtaposition Index (índice de interspersão e justaposição)
SHDI (#)	Shannon's Diversity Index (índice de diversidade de Shannon)
CA (ha)	Class area (área total da classe mapeada)
PLAND (%)	Percentage of Landscape (porcentagem da classe na paisagem)

Modelagem de cenários da paisagem

Os modelos de simulação de cenários da paisagem foram elaborados no *software* Dinamica EGO 4, desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009). O programa utiliza o sistema de AC, que consiste em “um conjunto de células com determinados valores, que interagem entre si em função de uma coleção finita de condições

predefinidas” (MELOTTI, 2009, p. 9). Os cenários gerados criam um modelo espaço-temporal de transições entre as classes definidas nos mapas de entrada. As etapas da modelagem estão indicadas no fluxograma da Figura 2 e serão detalhadas neste tópico. As classes de uso do solo e cobertura da terra foram agrupadas em áreas naturais e áreas antropizadas, conforme Quadro 3.

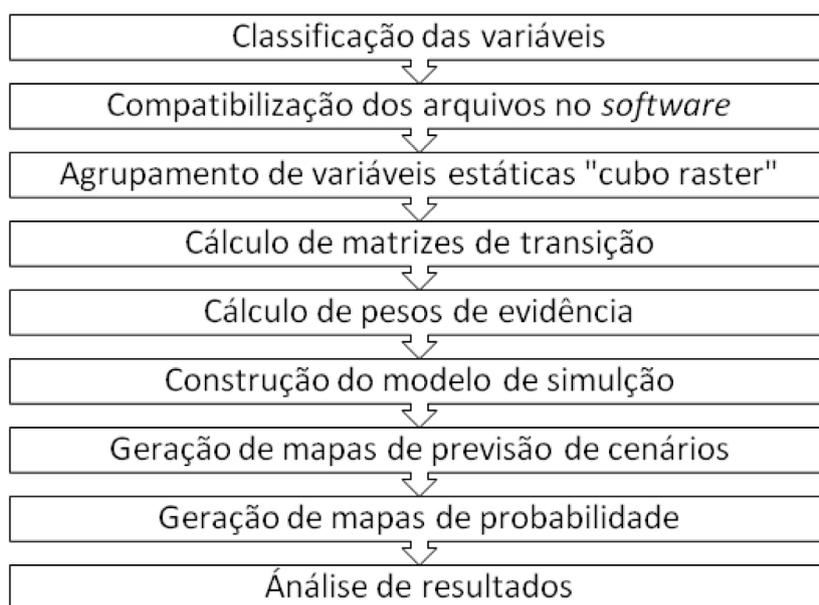


Figura 2 – Fluxograma de etapas da construção do modelo de simulação de cenários de mudança na paisagem.

Quadro 3 – Classes de uso do solo e cobertura da terra por categoria de paisagem.

Classe de uso do solo e cobertura da terra	Paisagem
Corpos de água	Natural
Campo rupestre	Natural
Vegetação arbórea nativa	Natural
Área construída	Antropizada
Mineração	Antropizada
Pastagem	Antropizada
Reflorestamento	Antropizada
Solo exposto	Antropizada

O *software* apresenta os requisitos para gerar o modelo, sendo necessário ajustar os arquivos de entrada (*inputs*) para formato compatível (*raster* — imagem) e padronizar o número de linhas e colunas. Os *inputs* são divididos em variáveis estáticas, ou seja, que não têm alteração significativa ao longo do tempo (malha viária, drenagem e altitude) e as dinâmicas são representadas pelos mapas de uso do solo e cobertura da terra agrupados em paisagens naturais e antropizadas. A paisagem inicial foi o mapa de 1996 e a final o mapa de 2016. Os *inputs* são apresentados no Quadro 4. As etapas de classificação e padronização dos arquivos foram realizadas no *software* ArcGIS 10.3.

As variáveis estáticas malha viária, drenagem e altitude foram reunidas em um arquivo único denominado de cubo *raster*. Essas variáveis estáticas podem ter influência no comportamento da paisagem ao longo do tempo, como por exemplo a preferência de expansão de áreas antrópicas próximas à malha viária. Em seguida, foi calculada a matriz de transição, que resulta na taxa de mudança das áreas naturais (2) para as antrópicas (1), incorporando as paisagens inicial (1996) e final

(2016) e o período de análise (20 anos) (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009). Posteriormente, calcularam-se os pesos de evidências com o suporte das variáveis estáticas e das paisagens inicial e final. Como resultado desse passo, têm-se os pesos que indicam as áreas mais e menos favoráveis para alterações.

O último passo foi a construção do modelo de previsão de cenários e probabilidades apresentado na Figura 3. Cada caixa é denominada de *functor* e tem a função de executar uma determinada operação concatenada aos demais constituintes do modelo. Diante do escopo da proposta, o modelo foi preparado para cenários entre 2017 e 2032. Os arquivos de entrada foram o cubo *raster* (“cubo.tif”), os pesos de evidência (“weight_report.csv”), o mapeamento da paisagem de 2016 (“usosolo2016.tif”) e a matriz de transição (“multiple_steps_2_1.csv”).

Os *functores* inseridos na caixa Repeat executam funções de atualização dinâmica do mapa inicial, cálculo de probabilidade de mudanças entre as classes e reprodução de padrões de mudanças. O *functor* Repeat recebe o número de iterações (repetições) com o número 16,

Quadro 4 – Inputs do modelo de mudança da paisagem.

Variável	Classificação	Fonte
Paisagem em 1996	1: área antrópica	Imagens de satélite: Landsat (1996)
	2: área natural	
Paisagem em 2006	1: área antrópica	Imagens de satélite: Landsat (2006)
	2: área natural	
Paisagem em 2016	1: área antrópica	Imagem de satélite: Landsat (2016)
	2: área natural	
Drenagem	Presença ou ausência	IBGE, 2012
Malha viária	Presença ou ausência	Open Street Map (2017) e IBGE, 2012
Altitude	1: 660 a 770 m	SRTM
	2: 771 a 867 m	
	3: 868 a 990 m	
	4: 991 a 1156 m	
	5: > 1.156 m	

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; SRTM: Shuttle Radar Topography Mission.

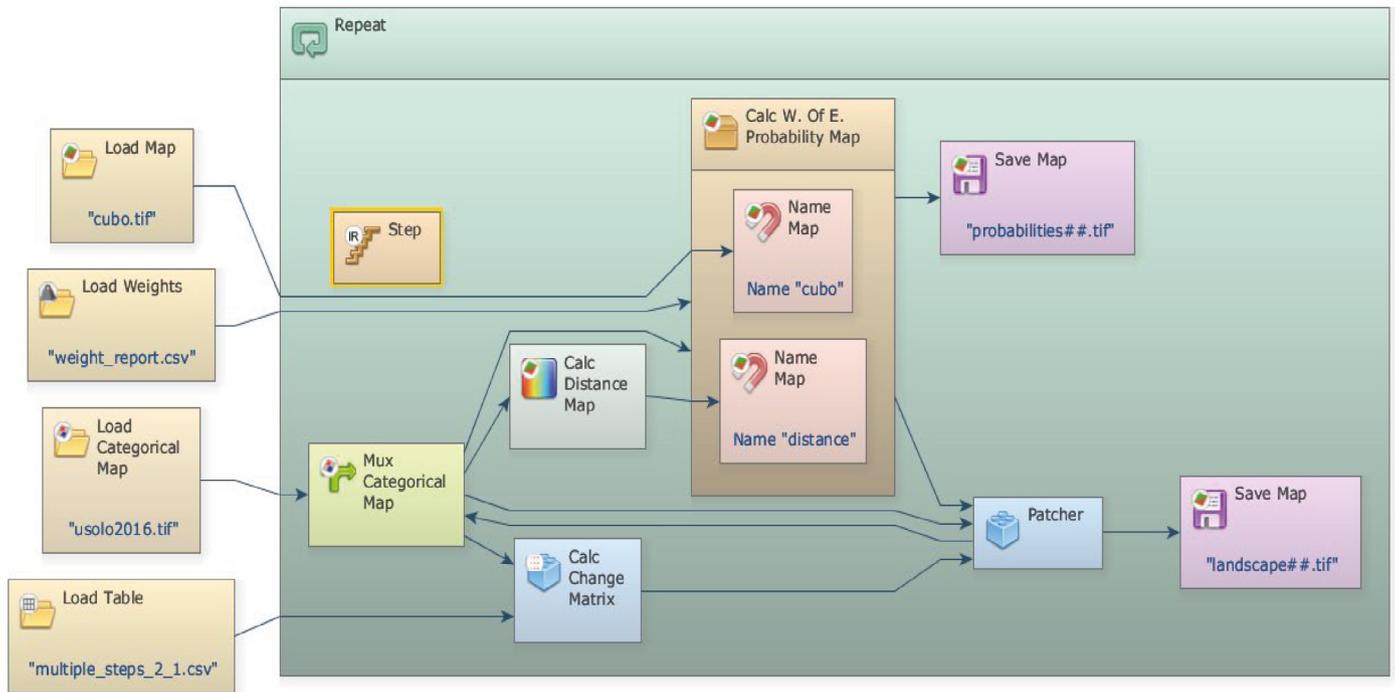


Figura 3 – Fluxograma do modelo de alteração da paisagem.

uma vez que se propôs a modelagem para os próximos 15 anos a partir do ano atual (2017). Como produto, o modelo gerou mapas finais da projeção (*landscape*)

Qualidade das águas

Para correlacionar a qualidade das águas com o percentual de antropização, foram avaliados os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total e fósforo total, de uma série histórica entre os anos de 2013 e 2016 das águas superficiais de um ponto no ribeirão Vermelho. Esses parâmetros são representativos na avaliação de lançamento de efluen-

tes domésticos nas águas. Os dados foram tabulados e ordenados, *outliers* foram excluídos e foi calculada a média anual para o período avaliado. O valor obtido foi associado ao grau de antropização da bacia do ribeirão Vermelho até o ponto amostrado, de modo a avaliar a correlação entre eles e prever o valor esperado com a potencial degradação da área de estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mapeamento do uso do solo e cobertura da terra

Os resultados do mapeamento temporal do uso do solo e cobertura da terra nos anos de 1996, 2006 e 2016 estão apresentados na Tabela 1.

No período analisado, as áreas ocupadas por corpos de água e campo rupestre variaram menos de 1%, enquanto os remanescentes de vegetação arbórea

se reduziram de 70% em 1996 para 55% em 2016. As perdas de vegetação mais significativas ocorreram nos cursos médio e baixo do ribeirão. Os fragmentos florestais situados no alto curso, nas imediações da Serra da Piedade, não sofreram alterações significativas em função da falta de acessos e da declividade elevada.

Tabela 1 – Resultado quantitativo do mapeamento temporal de uso do solo e cobertura da terra em 1996, 2006 e 2016.

Classe	Área (ha)			Área (%)		
	1996	2006	2016	1996	2006	2016
Corpos de água	18	31	24	0,11	0,19	0,15
Campo rupestre	288	247	246	1,76	1,51	1,5
Vegetação arbórea nativa	11.436	9.588	9.071	69,54	58,58	55,43
Área construída	405	1.085	1.766	2,81	6,63	10,79
Mineração	38	88	102	0,23	0,54	0,62
Pastagem	4.031	5.013	4.606	24,63	30,63	28,14
Reflorestamento	52	14	77	0,32	0,09	0,47
Solo exposto	98	299	475	0,6	1,83	2,3
Total	16.366	16.366	16.366	100	100	100

A classe de área construída, composta de cidades, povoados e vilas, urbanização de baixa densidade e área industrial, aumentou significativamente, representando 11% da ocupação na bacia hidrográfica. A mineração e o reflorestamento mantiveram-se com baixo percentual ao longo dos anos, representando menos de 1% da cobertura do solo em 2016. As áreas de pastagem aumentaram entre 1996 e 2006 e diminuíram na última década, ocupando, até o último ano analisado, 30%. O solo exposto aumentou com o passar dos anos, representando 3% em 2016. De maneira geral, houve substituição de áreas naturais (vegetação arbórea nativa) por áreas antropizadas.

A Figura 4 ilustra o mapa de uso do solo e cobertura vegetal do ano de 2016. Apesar de haver evidências da substituição de áreas naturais por áreas antropizadas, mais da metade da área da bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho ainda é coberta por paisagens naturais. Esses remanescentes geralmente se concentram em regiões elevadas e de solo menos profundo na porção sul da área de estudo, no caso das formações de campo rupestre, e ao longo da rede de drenagem, em se tratando da floresta estacional semidecidual. As pastagens geralmente encontram-se em bom estado de conservação, abrangem quase 30% da bacia, e distribuem-se em toda a área de estudo, especialmente no médio-baixo curso do ribeirão, onde se localizam as comunidades Palmital, Ribeirão Vermelho, Campo de Santo Antônio e Macaúbas. As áreas construídas ocorrem ao longo dos

principais cursos de água e da malha viária. Destaca-se o distrito de Ravena, pertencente ao município de Sabará (MG), que possui uma Estação de Tratamento de Água (ETA) destinada ao seu abastecimento. O distrito, as vilas, povoados, sítios e chácaras não dispõem de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Nesses locais, os efluentes líquidos são destinados em fossas ou lançados diretamente na rede de drenagem.

A área de preservação permanente (APP) do ribeirão Vermelho, conforme a Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012) é de 30 m (para cursos de água de menos de 10 m de largura). Para fins de representação gráfica, adotou-se uma faixa de 200 m (*buffer*) para ilustrar o entorno do ribeirão (Figura 5). Na APP são encontradas propriedades que se prolongam, na maioria dos casos, até as margens do curso de água. As áreas de pastagem na faixa de APP apresentam uso mais intenso, principalmente na estação seca, por permanecerem mais verdes e por se situarem em área de acesso à água pelos animais. Nos cursos médio e baixo há o plantio de culturas temporárias. A floresta estacional semidecidual compõe a maior área no entorno do curso de água, porém o somatório do percentual de áreas antrópicas (52%) sobressai ao de áreas naturais (48%). A Tabela 2 apresenta o quantitativo do mapeamento detalhado do *buffer* de 200 m do ribeirão Vermelho (2016).

A Figura 6 apresenta o registro fotográfico dos usos do solo e cobertura da terra observados na área de estudo.

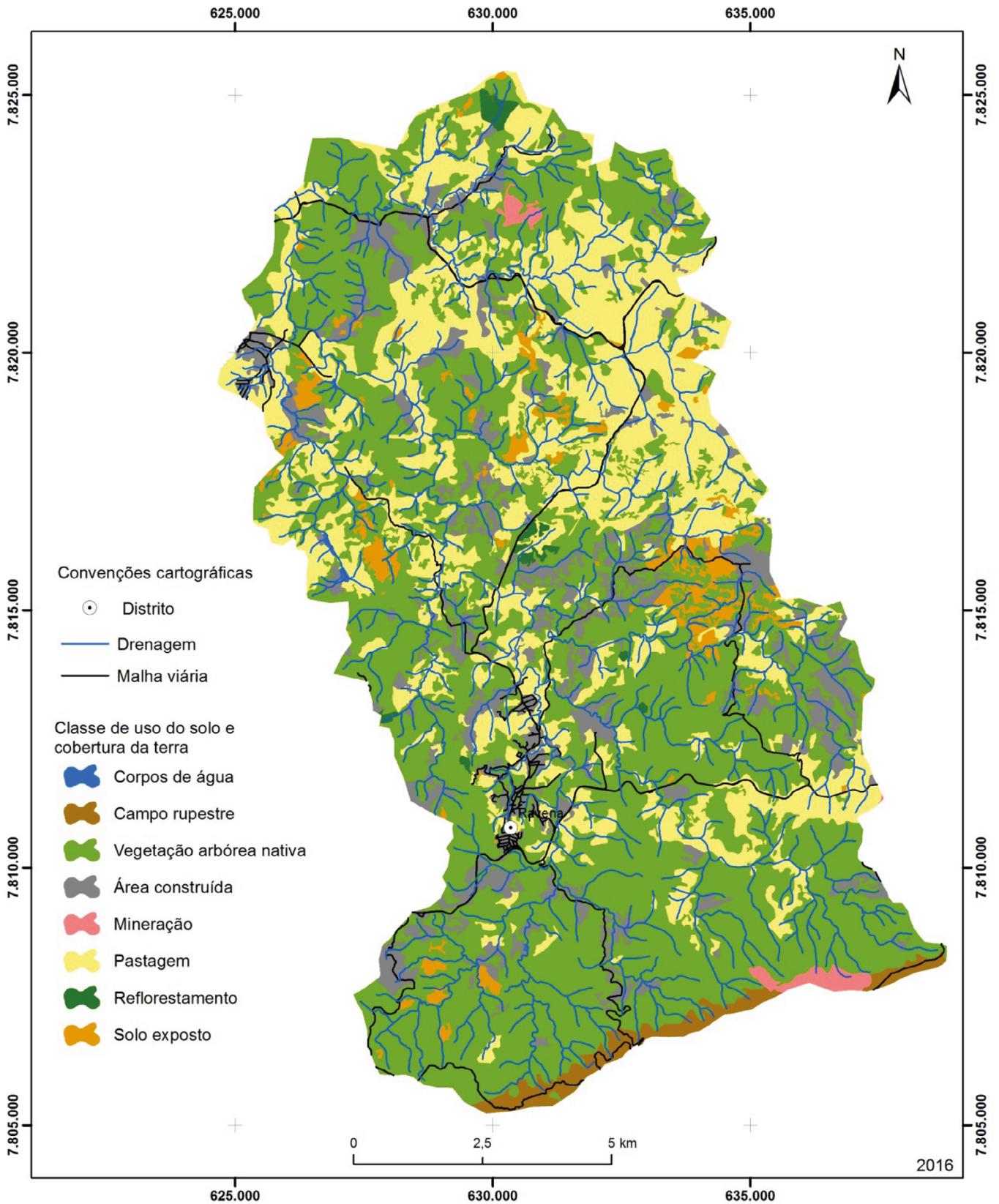


Figura 4 – Mapa de uso do solo e cobertura da terra de 2016.

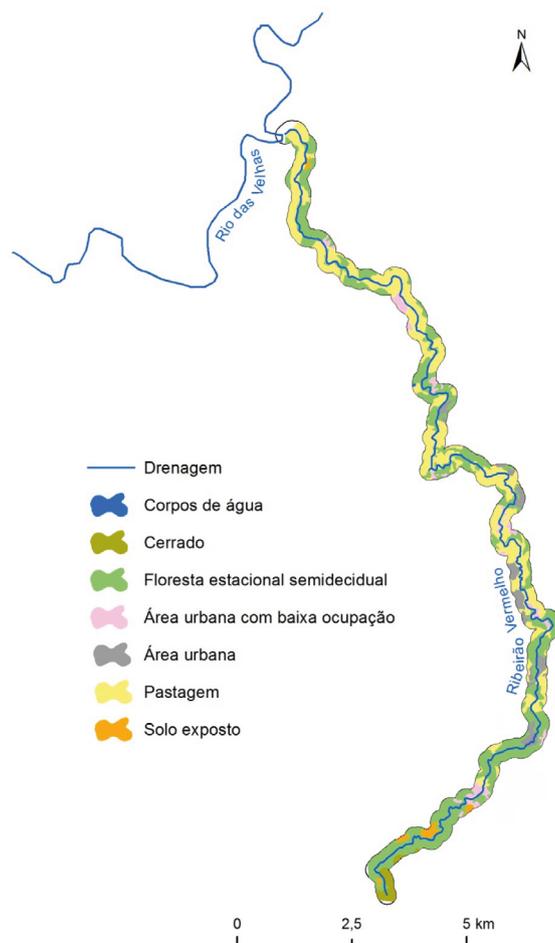


Figura 5 – Mapeamento detalhado de uso do solo e cobertura da terra na área de preservação permanente do ribeirão Vermelho (2016).

Tabela 2 – Resultado quantitativo do mapeamento detalhado de uso do solo e cobertura da terra no buffer de 200 m do ribeirão Vermelho (2016).

Classe	Área (ha)	Área (%)
Corpos de água	0,50	0,05
Cerrado	22,82	2,16
Floresta Estacional Semidecidual	481,60	45,56
Área urbana com baixa ocupação	53,02	5,02
Área urbana	56,04	5,30
Pastagem	426,25	40,32
Solo exposto	16,87	1,60
Total	1.057,10	100,00

Fragmentação da paisagem

Com base nos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1996 e 2016, foram calculadas as métricas de classe e paisagem das categorias área construída e vegetação arbórea nativa, por apresentarem as maiores mudanças no período analisado. Os resultados são apresentados na Tabela 3.

Na área de estudo, as formações florestais representam a dominância porque ocupam a maior área na bacia hidrográfica, porém o índice de ocupação dessa classe (PLAND) durante o período se reduziu de 69,9 para 55,3%, enquanto o número de manchas (NP) aumentou de 73 para 140. Essa combinação de resulta-

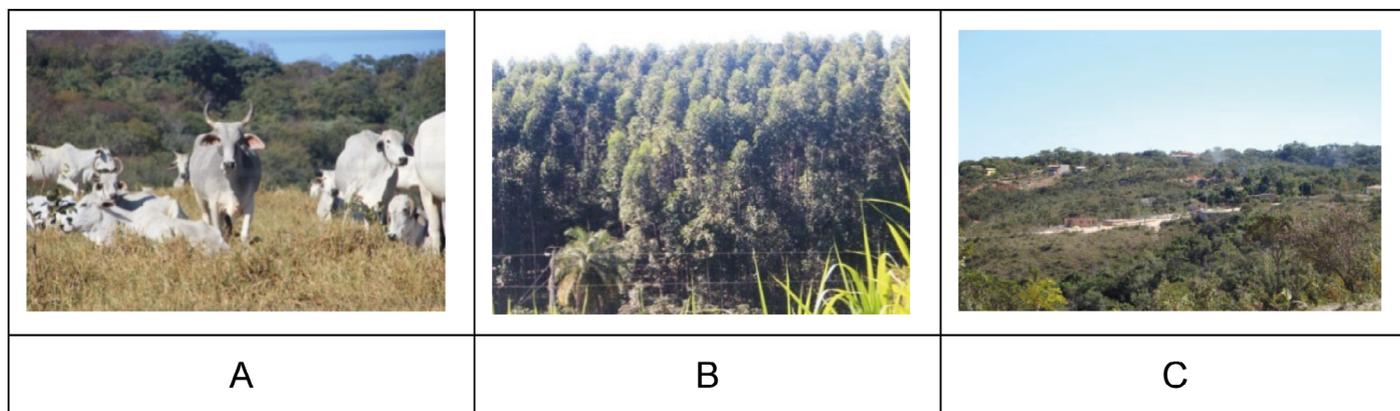


Figura 6 – Registro fotográfico do uso do solo e cobertura da terra: (A) pastagem; (B) reflorestamento de eucalipto; (C) área urbana de baixa ocupação.

Tabela 3 – Métricas de paisagem e resultados quantitativos.

Classe/ recorte*	CA (ha)	PLAND (%)	NP (#)	LPI (%)	AREA_MN (ha)	SHAPE_MN (#)	PROX_MN (m)	ENM_MN (m)	IJI (%)	SHDI
1996										
Área construída	412,3	2,5	49,0	0,3	8,4	1,6	2,7	576,8	30,6	--
Vegetação arbórea nativa	11.437,5	69,9	73,0	66,6	156,7	1,6	4.850,6	132,5	35,6	--
Geral	--	--	292,0	66,6	56,0	1,7	1.309,4	501,4	27,8	0,8
2016										
Área construída	1.765,2	10,8	165,0	0,7	10,7	1,7	15,0	223,0	36,3	--
Vegetação arbórea nativa	9.054,0	55,3	140,0	42,4	64,7	1,6	2.245,5	130,5	57,1	--
Geral	--	--	556,0	42,4	29,4	1,6	603,7	264,8	45,7	1,2

CA: área total da classe mapeada; PLAND: porcentagem da classe na paisagem; NP: número de manchas da classe mapeada; LPI: porcentagem da paisagem composta da maior mancha; AREA_MN: tamanho médio das manchas; SHAPE_MN: forma média das manchas; PROX_MN: índice de proximidade; ENM_MN: distância euclidiana entre as manchas; IJI: índice de interspersão e justaposição; SHDI: índice de diversidade de Shannon.

dos sugere a quebra de grandes núcleos florestais em menores parcelas. O índice de forma médio das manchas (SHAPE_MN) é superior a um, expondo o fato de que a forma média das áreas florestais é diferente de um quadrado, o que pode acentuar o processo de perda dos núcleos existentes em virtude do efeito de borda. Essa hipótese é corroborada pelo LPI, que diminuiu de 66,6 para 42,4%, e pela redução do índice de proximidade médio (PROX_MN, definido por 1.000 m de raio) de 4.850 para 2.245 m. O índice de interspersão e justaposição aumentou de 35,6 para 57,1, indicando que as áreas florestais se fragmentaram e estão menos contínuas, sobretudo nos cursos médio e baixo do ribeirão Vermelho.

A evolução da ocupação urbana implicou o aumento da fragmentação da paisagem por meio do incremento do número de manchas de 49 para 169 e pelo aumento do PLAND de 2,5 para 10,8% durante o período. O tamanho médio das manchas (AREA_MN) aumentou de 8,41 para 10,70 ha, enquanto a distância euclidiana média (ENN_MN) entre elas passou de 223 para 576,8 m. Esses resultados sugerem que houve adensamento da ocupação urbana com o surgimento de novos núcleos habitacionais e com a expansão das áreas em torno dos núcleos já existentes. Essa classe

Modelo de cenários da paisagem

O modelo de uso do solo e cobertura da terra foi projetado para cenários de até 15 anos, contemplando áreas naturais e antropizadas. Os cenários projetados demonstraram o avanço das áreas antropizadas sobre as naturais, podendo sobressair na paisagem em 2032 e cobrir 58% da bacia hidrográfica (Figura 7). Os resultados dessa projeção acompanham a tendência de urbanização observada no mapeamento temporal realizado entre 1996 e 2016, caso não haja mudanças no padrão de ocupação da bacia em função de questões sociais, ambientais ou políticas.

As áreas antrópicas (cinza) terão sua expansão condicionada à existência de estruturas já consolidadas nas proximidades da malha viária. O cenário construído corrobora o panorama de ocupação atual observado em visita de campo, uma vez que há por todo o território avaliados sinais de expansão urbana. O relevo tem expressiva influência na dinâmica da ocupação espacial, atuando como barreira à expansão urbana em regiões mais elevadas e declivosas situadas na

de ocupação deixou de representar pequenos fragmentos para se tornar um elemento dominante da configuração da paisagem.

A análise de paisagem evidenciou a fragmentação da área de estudo, com o incremento do número total de manchas de 292 para 556, enquanto a área média de cada mancha baixou de 56 para 29,4 ha. Adicionalmente, o índice de diversidade de Shannon (SHDI) foi maior em 2016 do que em 1996, evidenciando o aumento da heterogeneidade da paisagem. A diminuição da distância euclidiana média de 501,3 para 264,8 m revela que as manchas estão menos isoladas.

Sob um ponto de vista conservacionista, a perda de qualidade dos índices supracitados nos níveis de classe e paisagem reflete o aumento da pressão antropogênica decorrente do desenvolvimento da ocupação humana na bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho. A tendência à substituição de áreas naturais por áreas antropizadas é evidenciada pela fragmentação dos remanescentes florestais, bem como pela expansão de áreas urbanas em regiões rurais e em torno dos núcleos já existentes. Essa condição influencia negativamente os recursos bióticos e, conseqüentemente, altera a qualidade das águas.

porção sul (Figura 8). Essas áreas provavelmente continuarão preservadas, mantendo a vegetação natural ao longo do tempo. Ressalta-se que o estudo apresentado nesse item se refere a um modelo no qual se contemplaram os descritores altitude, malha viária, drenagem e transição entre as paisagens de 1996 até 2016. A inclusão de outras variáveis pode implicar cenários diferentes.

Além dos mapas da paisagem, o modelo elaborado permitiu gerar mapas de probabilidades da expansão das áreas antropizadas, conforme Figura 9. As cores em tons de verde têm baixa probabilidade de substituição de áreas naturais por usos antrópicos, as em tom amarelo têm probabilidade intermediária e as de tons vermelhos, alta probabilidade. As manchas em cinza são as áreas já alteradas.

Observa-se que a maior tendência de expansão ocorre nas imediações de estradas e rodovias e no entorno de manchas urbanas já existentes. A porção mais

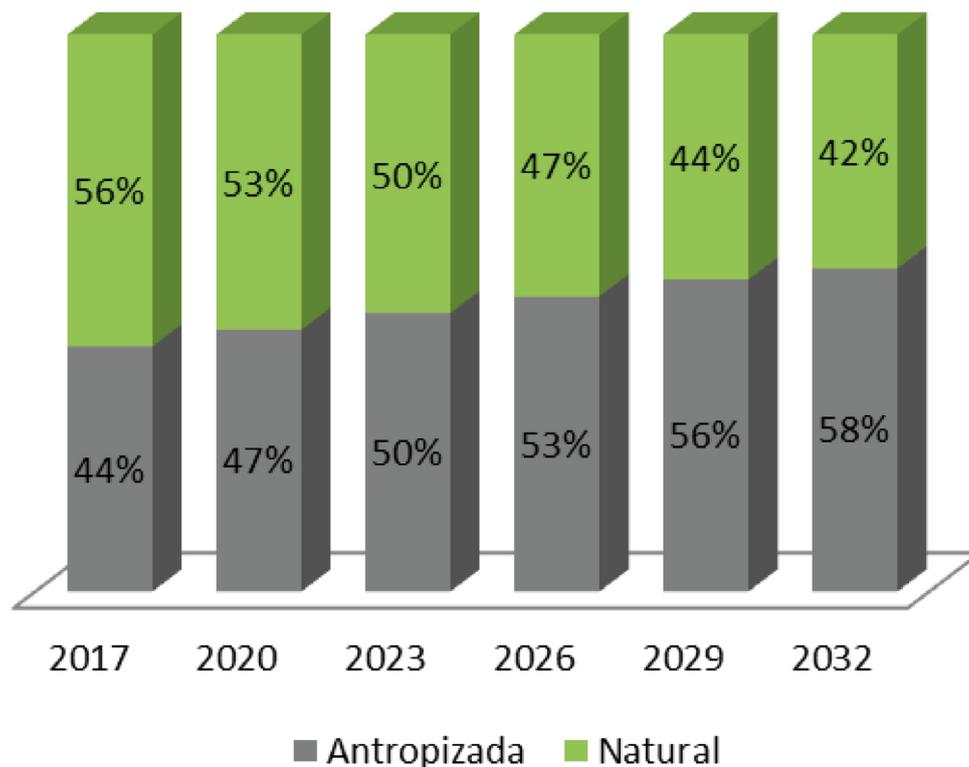


Figura 7 – Áreas naturais e antropizadas (%) do modelo de cenários da paisagem.

elevada da bacia hidrográfica, que conta com áreas de campo rupestre, floresta estacional semidecidual e

Qualidade das águas

Os dados de qualidade das águas indicaram que o ribeirão não atende à classificação prevista para seu enquadramento, que deveria atender à classe I, conforme Tabela 4.

Correlacionando esses dados com o percentual de antropização da bacia de contribuição do ponto amostrado, a DBO teve 11% de correlação, o fósforo 54%

Recomendações

Conforme resultados do trabalho, recomenda-se: apresentar aos órgãos competentes propostas de discussão de metas progressivas intermediárias da qualidade da água e programa com ações para se alcançar a meta final para a classe 1, considerando-se os cenários de curto, médio e longo prazos. Uma dessas medidas pode ser, por exemplo, o tratamento de esgoto doméstico. Além disso,

cerrado, tem baixa probabilidade de modificação até o ano de 2032.

e o nitrogênio 96%. Foi feita a integração dos dados de projeção de cenários de grau de antropização e a projeção dos dados de qualidade das águas conforme esses percentuais. Os resultados indicaram que, para os três parâmetros avaliados, a previsão é de que os valores continuem acima dos limites estabelecidos para a classe I.

sugere-se apresentar o estudo de projeções como base para a discussão de proposições de serviços ambientais, para motivar a implantação de medidas de conservação dos remanescentes naturais. Isso porque os cenários futuros indicam que as áreas antrópicas sobressairão na bacia hidrográfica nos próximos 15 anos, podendo comprometer ainda mais a qualidade de água para o ribeirão.

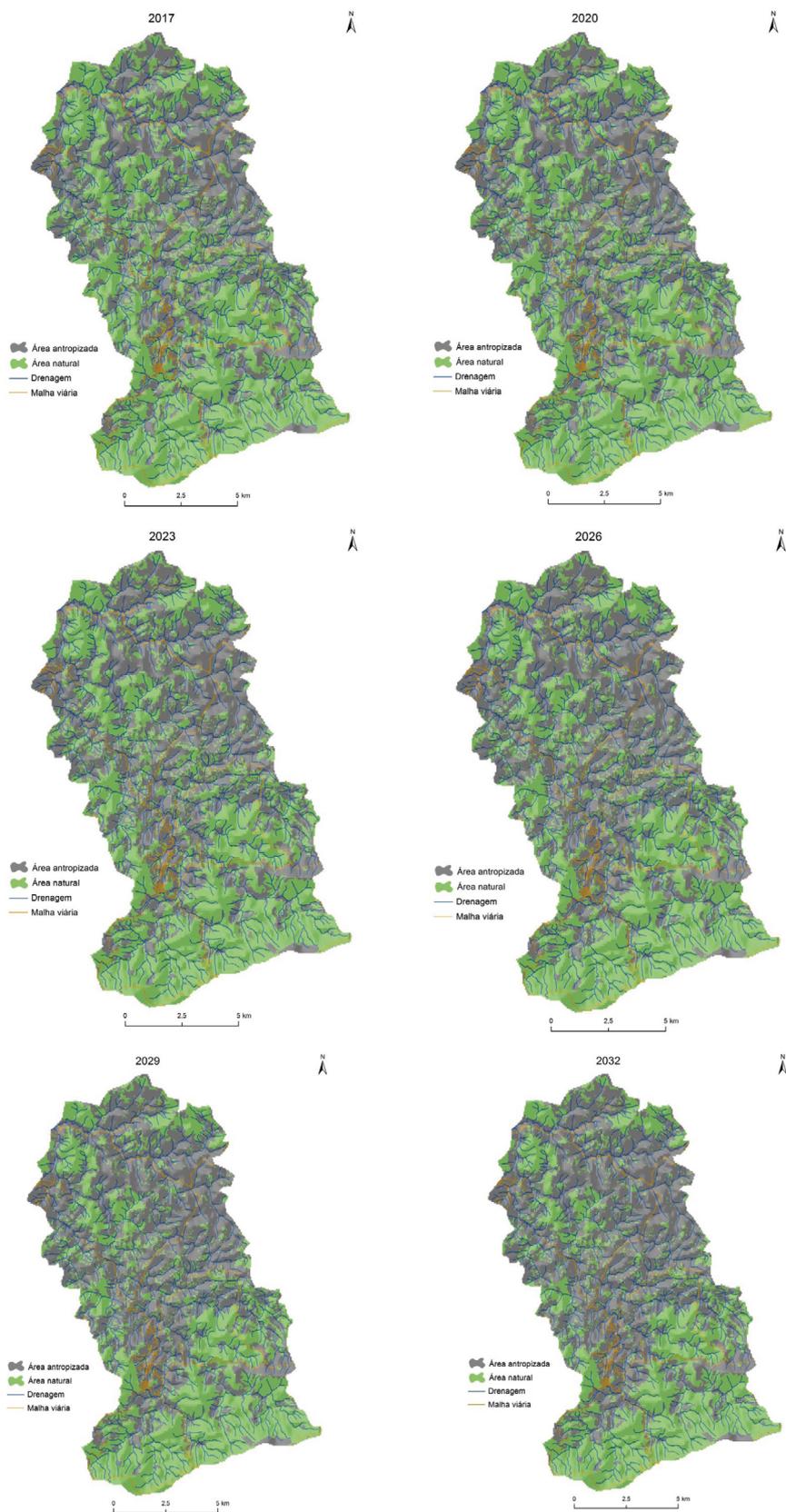


Figura 8 – Mapas gerados pelo modelo de previsão: exemplos entre 2017 e 2032.

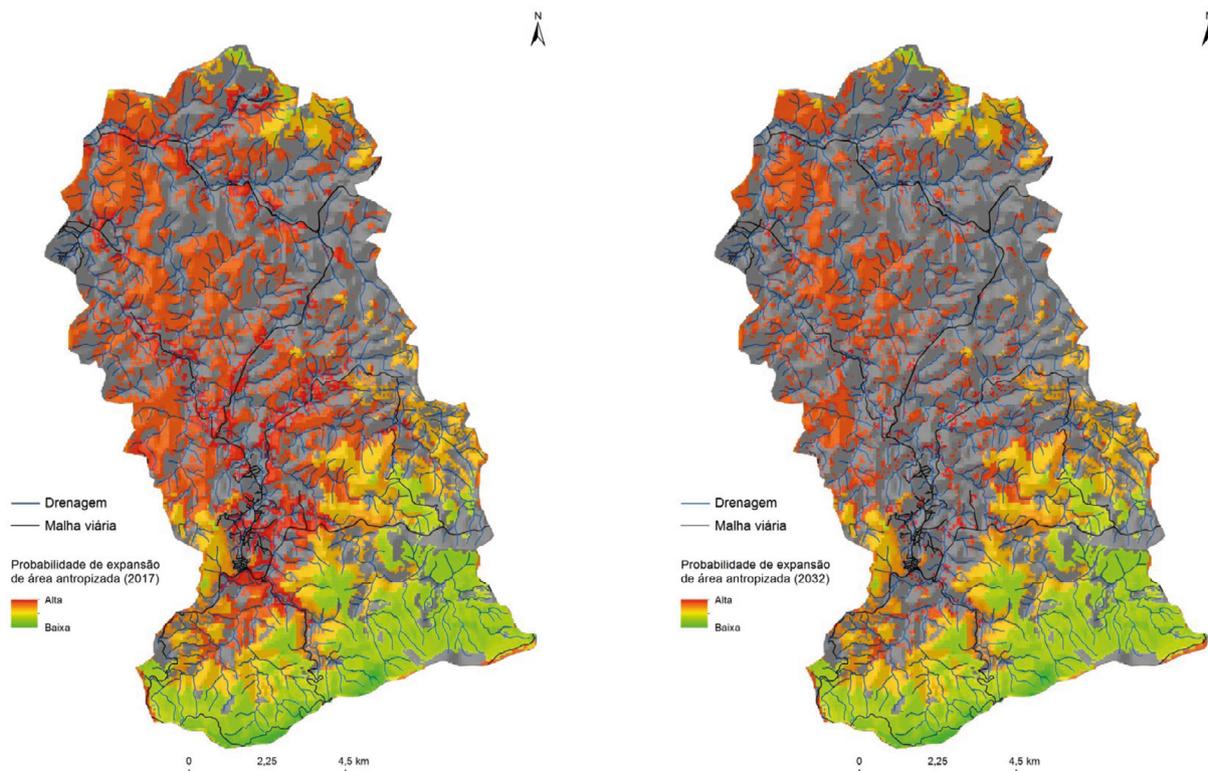


Figura 9 – Probabilidade de expansão de áreas antropizadas em (A) 2017 e (B) 2032.

Tabela 4 – Resultados de parâmetros de qualidade das águas.

Parâmetro	Média (mg L ⁻¹) / ano				Limite classe 1 (DN nº 01/2008)
	2013	2014	2015	2016	
DBO	2,57	7,78	10,5	5,13	3
Fósforo	2,1	3,3	4,29	3,54	0,02
Nitrogênio	0,19	0,35	0,37	0,56	-

DN: Deliberação Normativa; DBO: demanda bioquímica de oxigênio.

CONCLUSÕES

Entre 1996 e 2016, os remanescentes de vegetação arbórea na bacia hidrográfica reduziram-se de 70 para 55%, com perdas mais significativas nos cursos médio e baixo do ribeirão. A maior parte dessa área foi substituída por núcleos habitacionais. A floresta estacional semidecidual compõe a maior área no entorno do ribeirão, porém predominam áreas antrópicas (52%) sobre as áreas naturais (48%).

Os cenários projetados pelo modelo de uso do solo e cobertura da terra demonstraram o avanço das áreas antropizadas sobre as naturais, podendo as primeiras sobressair em 2032 na paisagem e cobrir cerca de 60% da bacia hidrográfica. Associando esse modelo à previsão de cenários para os parâmetros DBO, fósforo e nitrogênio, o ribeirão Vermelho não atenderá aos limites previstos para cursos de água classe I.

A metodologia utilizada, baseada em AC, gerou resultados que indicam a necessidade de medidas para melhoria da qualidade das águas, uma vez que as projeções futuras mostram aumento de áreas antrópicas que poderão acarretar degradação ainda maior de qualidade das águas. As mudanças de cenário se mostram coerentes, visto que há tendência à expansão de paisagem alteradas nas imediações de estradas e rodovias e no entorno de manchas urbanas já existentes, intensificando e concentrando ainda mais as atividades humanas. A porção mais eleva-

da da bacia hidrográfica, que conta com áreas de campo rupestre, floresta estacional semidecidual e cerrado, tem baixa probabilidade de modificação até o ano de 2032. Esta tendência é coesa, já que geralmente as áreas de cabeceira das bacias têm maiores dificuldades de acesso em razão da topografia acentuada. Esta pesquisa espera apoiar uma abordagem interdisciplinar para as equipes de órgãos tomadores de decisões, tornando as questões da água e de planejamento urbano mais próximas e essenciais para o desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

BRASIL. *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasil, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 18 dez. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Modelagem de sistemas ambientais: dinâmica EGO*. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/02_flavio_oliveira___dinamica_ego.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2019.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). *Deliberação normativa nº 20, de 24 de junho de 1997*. Dispõe sobre o enquadramento das águas da bacia do rio das Velhas. COPAM, 1997. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Minas%20Gerais%20-%20Rio%20das%20Velhas%20-%20Bacia%20do%20S%C3%A3o%20Francisco.pdf>>. Acesso em: 18 jun. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Mapeamento Sistemático do Brasil*. Brasil: IBGE, 2012. Disponível em: <<http://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>>. Acesso em: 2 ago. 2017.

LANDSAT. *Imagens de satélite. Catálogo de imagens INPE*. 1996. Disponível em <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 2 ago. 2017.

LANDSAT. *Imagens de satélite. Catálogo de imagens INPE*. 2006. Disponível em <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 2 ago. 2017.

LANDSAT. *Imagens de satélite. Catálogo de imagens INPE*. 2016. Disponível em <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 2 ago. 2017.

MATEUS, M.; GONÇALVES, J.; LOPES JUNIOR, G.; OKURA, M. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do rio Uberaba, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 1-15, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159914>>. Acesso em: 18 jun. 2020.

MELOTTI, G. *Aplicação de autômatos celulares em sistemas complexos: um estudo de caso em espalhamento de epidemias*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

OHNUMA JR., A.; MENDIONDO, E. Análise de cenários com proposição de medidas de recuperação ambiental para a micro-bacia do Tijuco Preto, São Carlos-SP. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 42-51, 30 jun. 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/247/202>. Acesso em: 19 jun. 2020.

OPEN STREET MAP. *Mapas do Mundo*. Disponível em: <<https://www.openstreetmap.org/>>. Acesso em: 2 ago. 2017.

PAIVA, A.C.E.; NASCIMENTO, N.; RODRIGUEZ, D.A.; TOMASELLA, J.; CARRIELLO, F.; REZENDE, F.S. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 720, 137509, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720310202>>. Acesso em: 20 jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137509>

SOARES-FILHO, B.S.; RODRIGUES, H.O.; COSTA, W.L. *Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinâmica EGO*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

YANG, J.; GONG, J.; TANG, W.; LIU, C. Patch-based cellular automata model of urban growth simulation: Integrating feedback between quantitative composition and spatial configuration. *Computers, Environment and Urban Systems*, v. 79, 101402, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0198971519300511?via%3Dihub>>. Acesso em: 20 jun. 2020.



ERRATA

ERRATUM

No artigo “Estratégias bioclimáticas de projetos para melhores desempenhos ambientais em universidades no sul baiano”, DOI: 10.5327/Z2176-947820200540, publicado no periódico Revista Brasileira De Ciências Ambientais (Online), 55(1), 122-144, na página 132:

Onde se lia:

Exemplo 8: Projeto Arquitetônico do Holzbau, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo

Leia-se:

Exemplo 8: Freie Universität Berlin: Departamento de História e Estudos Culturais



