

COLEÇÃO

DESAFIOS DAS ENGENHARIAS:

ENGENHARIA SANITÁRIA 2



CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

Atena
Editora
Ano 2021

COLEÇÃO **DESAFIOS** DAS **ENGENHARIAS:**

ENGENHARIA SANITÁRIA 2



CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)

Atena
Editora
Ano 2021

Editora chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Editora executiva

Natalia Oliveira

Assistente editorial

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto gráfico

Camila Alves de Cremo

Luiza Alves Batista

Maria Alice Pinheiro

Natália Sandrini de Azevedo

Imagens da capa

iStock

Edição de arte

Luiza Alves Batista

2021 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2021 Os autores

Copyright da edição © 2021 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.

Open access publication by Atena Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Conselho Editorial**Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto

Profª Drª Ana Grasielle Dionísio Corrêa – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás

Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná

Prof. Dr. Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás

Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Profª Drª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Profª Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann Junior – Universidade Federal de Juiz de Fora
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Sidney Gonçalo de Lima – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Diagramação: Daphynny Pamplona
Correção: Amanda Costa da Kelly Veiga
Indexação: Gabriel Motomu Teshima
Revisão: Os autores
Organizador: Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C691 Coleção desafios das engenharias: engenharia sanitária 2 /
Organizador Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua. –
Ponta Grossa - PR: Atena, 2021.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-5983-537-9

DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.379211310>

1. Engenharia sanitária. I. Paniagua, Cleiseano
Emanuel da Silva (Organizador). II. Título.

CDD 628

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access*, desta forma não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce*, ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

APRESENTAÇÃO

O e-book: “Coleção desafios das engenharias: Engenharia Sanitária 2” é constituído por vinte e cinco capítulos de livros que foram devidamente selecionados por membros que integram o corpo editorial da Atena Editora. Diante disso, este e-book foi dividido em quatro unidades temáticas de grande relevância.

A primeira é constituída por sete capítulos que tratam da importância de se monitorar os parâmetros físico-químicos e biológicos da água destinada ao abastecimento público, provenientes de águas superficiais ou subterrâneas (poço artesiano). Por ser um recurso natural e cada vez mais escasso em termos de padrões de potabilidade, faz-se necessário a adoção de uma consciência coletiva que leve a redução do consumo *per capita* a nível mundial.

Os capítulos de 8 a 15 apresentam estudos que reforçam a importância de se investigar alternativas a fim de se estabelecer melhores condições de confinamento, destinação final e desaguamento do lodo gerado na ETA. Além disso, é apresentada a importância de melhorar e empregar técnicas de tratamento de efluente hospitalar e provenientes de instituições de ensino.

A terceira temática apresenta trabalhos que tratam da importância do conhecimento sobre resíduos na formação de futuros profissionais da biologia. Outro estudo apresenta a importância e o devido reconhecimento que os catadores de recicláveis representam para a sociedade e que contribuem para apolítica reversa de materiais recicláveis. Já outros trabalhos, procuram avaliar o uso de lodo de ETA e de rejeitos da mineração como matéria-prima a ser incorporada em substituição aos extraídos da natureza. Por fim, é apresentado um trabalho que validou uma metodologia QuEChERS-CLAE/FL na determinação do antibiótico Tetraciclina em cama de aviários.

O último tema é composto por quatro trabalhos que reportam a utilização de biomassa tanto para remoção de cor de águas residuárias, quanto como matéria-prima para a produção de bioetanol. Além disso, apresenta um trabalho que traz uma discussão em voga em relação aos possíveis riscos associados à utilização de agrotóxicos e por último um trabalho que trata do desenvolvimento de estratégias de *designs* para o reuso de espaços urbanos abertos para o público como espaços de acesso ao público.

Diante desta variedade de estudos, provenientes de pesquisadores (as) de diferentes partes do Brasil e com contribuições provenientes de pesquisadores de Portugal e da Itália, a Atena Editora publica e disponibiliza de forma gratuita em seu *site* e em outras plataformas digitais, contribuindo para a divulgação do conhecimento científico gerado nas instituições de ensino do Brasil e de outros países. Assim, a Atena Editora vem trabalhando, buscando, estimulando e incentivando cada vez mais os pesquisadores do Brasil e de outros países a publicarem seus trabalhos com garantia de qualidade e excelência em forma de livros ou capítulos de livros.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1..... 1

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS TRIBUTÁRIOS AO SISTEMA LAGUNAR DE ITAIPU-PIRATININGA

Flávia Cipriano Dutra do Valle

Wilson Thadeu Valle Machado

Mônica de Aquino Galeano Massera da Hora

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113101>

CAPÍTULO 2..... 12

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PINHAL - RS

Ronaldo Sartoretto

Samuel Lunardi

Marcelle Martins

Dienifer Stahlhöfer

Willian Fernando de Borba

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113102>

CAPÍTULO 3..... 23


ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS ARTESIANOS: UM ESTUDO BIBLIOGRÁFICO

Madalena Teixeira Soares

Manuel Santos da Costa

Mariano Carvalho de Souza

Marijara Serique de Almeida Tavares


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113103>

CAPÍTULO 4..... 36

OS INDICADORES AMBIENTAIS: MELHORIA NA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Yasmin Rodrigues Gomes

Lilian Levin Medeiros Ferreira da Gama

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113104>

CAPÍTULO 5..... 44

COMPARATIVO FINANCEIRO DO CONSUMO DE ÁGUA EM ESCOLAS NAS MICRORREGIÕES SERGIPANAS

Zacarias Caetano Vieira

Carlos Gomes da Silva Júnior

Rayana de Almeida Novais

Paulo Cicero de Jesus Carvalho

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113105>

CAPÍTULO 6.....55


DIMENSIONAMENTO DE BARRAGEM PARA O ABASTECIMENTO DE SÃO MATEUS-ES

Aloísio José Bueno Cotta

Renato Pereira de Andrade

Honerio Coutinho de Jesus

Paloma Francisca Pancieri de Almeida


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113106>

CAPÍTULO 7.....66

PROPOSTAS DE MELHORIAS NO SISTEMA CAPTAÇÃO, TRATAMENTO, ARMAZENAMENTO E DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL NA ÁREA URBANA E RURAL NO MUNICÍPIO DE PATROCÍNIO, MG

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Valdinei de Oliveira Santos


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113107>

CAPÍTULO 8.....79

ESTUDO BIBLIOMÉTRICO SOBRE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA NO CENÁRIO BRASILEIRO

Lucas Rodrigues Bellotti

Rosane Freire Boina

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113108>

CAPÍTULO 9.....87

DESAGUAMENTO DE LODOS DE ETAs: EXPERIÊNCIAS BEM-SUCEDIDAS COM EMPREGO DE LEITO DE DRENAGEM


Antonio Osmar Fontana

João Sergio Cordeiro

Cali Laguna Achon

Marcelo Melo Barroso

Renan Felicio dos Reis

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.3792113109>


CAPÍTULO 10.....104

A IMPORTÂNCIA DA COBERTURA NA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE DESAGUAMENTO DE LODO DE ETA EM LEITOS DE DRENAGEM

Renan Felicio dos Reis

Cali Laguna Achon

João Sergio Cordeiro

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131010>


CAPÍTULO 11.....122

AValiação DE MÉTODOS DE DESAGUAMENTO DE LODO – ETA SANTA BÁRBARA (RS)

Daniele Martin Sampaio

Carlos Vinicius Caetano Gonçalves

Laone Hellwig Neitzel
Karen Gularte Peres Mendes

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131011>

CAPÍTULO 12..... 135

QUANTIFICAÇÃO DO LODO GERADO DE DECANTADORES DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE GUARATINGUETÁ

Paulo Ricardo Amador Mendes

Ailton César Teles de Barros

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131012>

CAPÍTULO 13..... 142

SISTEMA DE CONFINAMENTO DE RESÍDUOS: ESTUDO DE CASO LODO DE ETA


Denise de Carvalho Urashima

Ana Paula Moreira de Faria

Mag Geisielly Alves Guimarães

Beatriz Mydori Carvalho Urashima

Matheus Müller

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131013>

CAPÍTULO 14..... 150

TRATAMENTO DE EFLUENTE HOSPITALAR EM REATOR TIPO UASB E FITOTOXICIDADE

Roberson Davis Sá

Fernando Rodrigues-Silva

Paloma Pucholobek Panicio

Yohannys Mannes

Mariana Azevedo dos Santos

Lidia Lima

Lutécia Hiera da Cruz


Liziê Daniela Tentler Prola

Wanessa Algarte Ramsdorf

Adriane Martins de Freitas

Karina Querne de Carvalho

Marcus Vinicius de Liz

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131014>

CAPÍTULO 15..... 164

WETLANDS: UMA ALTERNATIVA ECOLÓGICA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO NO INSTITUTO FEDERAL DE SERGIPE

Carina Siqueira de Souza

Halanna Moura de Souza

Soanne Hemylle de Jesus Santos

Thaise Kate Silva dos Santos

Geovane de Mello Azevedo

Maurício Santos Silva

Felippe Matheus Silva Meneses

CAPÍTULO 16..... 176

A IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE CURRICULAR “GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS” PARA A FORMAÇÃO ACADÊMICA DE UM BIÓLOGO: UM RELATO DE EXPERIÊNCIA

Regiane Gabriele Rocha Vidal


Beatriz dos Santos Souza

Dinalva Ribeiro de Oliveira

Juliana Maia Lima

Jannah Thalís da Silva Alves

Ana Caroline Barbosa de Castro

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131016>

CAPÍTULO 17..... 185

CONDIÇÕES DE TRABALHO DOS CATADORES E CATADORAS DE CAXIAS DO SUL/RS APÓS 10 ANOS DE IMPLANTAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Ana Maria Paim Camardelo

Nilva Lúcia Rech Stedile

Fernanda Meire Cioato

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131017>

CAPÍTULO 18..... 196

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ESCÓRIA DE FERRONÍQUEL PARA EMPREGO NA COMPOSIÇÃO DE CONCRETO BETUMINOSO USINADO À QUENTE

Jéssika Cosme

Daniel Pinto Fernandes

Gilberto Fernandes

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131018>

CAPÍTULO 19..... 205

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DE RESÍDUO DE ETA COMO IMPERMEABILIZANTE DE OBRAS DE TERRA PARA A CONTENÇÃO DE RESÍDUOS

Leonardo Marchiori

André Studart

Maria Vitoria Moraes

Antônio Albuquerque

Victor Cavaleiro

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131019>


CAPÍTULO 20..... 213

ANÁLISE DA SEGURANÇA HÍDRICA ASSOCIADA ÀS BARRAGENS DE REJEITOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Ana Nery de Macedo Cadete

Abmael de Sousa Lima Junior


Roberta de Melo Guedes Alcoforado
Marcelo Casiuch
Andresa Dornelas de Castro

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131020>

CAPÍTULO 21..... 223

OTIMIZAÇÃO E VALIDAÇÃO DE METODOLOGIA QuEChERS-CLAE/FL PARA A DETERMINAÇÃO DO ANTIBIÓTICO TETRACICLINA EM CAMA DE AVIÁRIO


Ismael Laurindo Costa Junior
Letícia Maria Effting
Luciane Effting

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131021>

CAPÍTULO 22..... 241

ANÁLISE DE RISCO ASSOCIADO AO USO DE AGROTÓXICOS - ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE ESCADA, PERNAMBUCO, BRASIL.


Eduardo Antonio Maia Lins
Fellipe Martins Maurício de Menezes
Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha
Sérgio Carvalho de Paiva

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131022>

CAPÍTULO 23..... 249

CASCA E BAGAÇO DA LARANJA COMO ADSORVENTE PARA REMOÇÃO DE COR DE ÁGUAS RESIDUAIS


Rayane de Oliveira Zonato
Bianca de Paula Ramos
Valquíria Aparecida dos Santos Ribeiro
Rosane Freire Boina

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131023>

CAPÍTULO 24..... 263

POTENCIAL DE APROVEITAMENTO DA BIOMASSA DE SISTEMA WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA PRODUÇÃO DE BIOETANOL.

Eduarda Torres Amaral
Gisele Alves
Gustavo Stolzenberg Colares
Tiele Medianeira Rizzetti
Rosana de Cassia de Souza Schneider
Ênio Leandro Machado

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.37921131024>

CAPÍTULO 25..... 270

URBAN OPEN SPACES RE-USE: DESIGN STRATEGIES

Rossella Franchino
Caterina Frettoloso
Nicola Pisacane

SOBRE O ORGANIZADOR.....	282
ÍNDICE REMISSIVO.....	283

CAPÍTULO 1

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS TRIBUTÁRIOS AO SISTEMA LAGUNAR DE ITAIPU-PIRATININGA

Data de aceite: 01/10/2021

Data de Submissão: 05/09/2021

Flávia Cipriano Dutra do Valle

Universidade Federal Fluminense
Niterói - RJ

<http://lattes.cnpq.br/4596510478200234>

Wilson Thadeu Valle Machado

Departamento de Geoquímica, Universidade
Federal Fluminense
Niterói - RJ

<http://lattes.cnpq.br/9250125302396616>

Mônica de Aquino Galeano Massera da Hora

Universidade Federal Fluminense
Niterói - RJ

<http://lattes.cnpq.br/4618695267555595>

RESUMO: A crescente preocupação com a qualidade dos recursos hídricos é notável em todas as regiões do planeta onde ocorre intensificação da ocupação urbana de bacias hidrográficas. Isto pode afetar não somente os corpos de água doce, como também gerar um contínuo de poluição até os sistemas costeiros. Com o intuito de contribuir para o entendimento da influência de fontes antrópicas urbanas sobre a qualidade da água que é lançada em regiões costeiras, o presente trabalho buscou analisar os dados disponibilizados pelo Instituto Estadual do Ambiente (órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro) relativos aos cinco principais rios que deságuam no Sistema Lagunar de Itaipu-Piratininga (Niterói, RJ). Foram comparados

dados do Índice de Qualidade da Água, elaborado pela *National Sanitation Foundation* (IQA_{NSF}), ao longo do período de 2014 a 2020, assim como foi discutida a qualidade da água em relação aos critérios adotados pela Resolução CONAMA 357 de 2005, para água doce. A análise do IQA_{NSF} permitiu o enquadramento da qualidade da água entre ruim e muito ruim, principalmente em função dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes e oxigênio dissolvido. Os resultados evidenciam violação dos limites de enquadramento em classes de uso da água doce contemplados na Resolução CONAMA 357, explicando o atual grau de degradação dos principais rios tributários ao Sistema Lagunar de Itaipu-Piratininga.

PALAVRAS-CHAVE: IQA_{NSF} , Itaipu, Piratininga, Efluentes Domésticos.

ANALYSIS OF THE WATER QUALITY OF THE MAIN TRIBUTARIES TO THE ITAIPU-PIRATININGA LAGOON SYSTEM

ABSTRACT: The growing concern with the quality of water resources is notable in all regions of the planet where there is an intensification of urban occupation of hydrographic basins. This can affect not only freshwater bodies, generating a continuum of pollution to coastal systems. This study aims to contribute for the comprehension on anthropic urban sources on the quality of water that is released in coastal regions. To contribute to the understanding of the influence of anthropogenic sources on water quality, this study sought to analyze the data provided by the State Environmental Institute (environmental agency of

the Rio de Janeiro State) regarding the five main rivers that flow into the Itaipu-Piratininga Lagoon System (Niterói, RJ). Results of the Water Quality Index, developed by the National Sanitation Foundation (IQA_{NSF}), were compared over the period 2014 to 2020, and water quality was discussed in relation to criteria adopted by CONAMA Resolution 357 of 2005, for freshwater. The analysis of the IQA_{NSF} allowed the classification of water quality between bad and very bad, mainly as a function of biochemical oxygen demand, thermotolerant coliforms, and dissolved oxygen parameters. The results show a violation of the water quality criteria regarding the classification limits of freshwater use considered in CONAMA Resolution 357, explaining the current degree of degradation of the rivers tributary to the Itaipu-Piratininga Lagoon System.

KEYWORDS: IQA_{NSF} Itaipu, Piratininga, Domestic Effluents.

1 | INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos estão diretamente relacionados com a manutenção da vida na Terra, desde as primeiras formas de vida que surgiram na água até grandes civilizações que se desenvolveram ao lado de importantes rios. A Agência Nacional de Águas (ANA) relata que apenas 2,5% da água do planeta é doce, e desses 2,5% apenas 1% se encontra nos rios. Dessa forma, a manutenção da qualidade dos recursos hídricos é de vital importância. Devido à necessidade do monitoramento dessa qualidade, fez-se necessária a adoção de parâmetros. Estes parâmetros podem ser avaliados de forma individual, a partir da Resolução CONAMA 357/2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (BRASIL, 2005).

Segundo Silveira (2018), índices da qualidade da água servem para avaliar a qualidade de um corpo hídrico, verificar como ela se comporta ao longo do tempo sob interferência humana, acompanhar a evolução do corpo hídrico inserido em estratégias de despoluição e analisar o impacto provocado pelo uso e ocupação do solo. Estudos como o de Soares *et al.* (2016), sobre a avaliação da aplicabilidade de índices de poluição aquática, têm sido utilizados para o embasamento deste tipo de indicadores de qualidade ambiental.

Um desses índices é o chamado IQA_{NSF} sigla do Índice de Qualidade da Água desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF), e calculado de forma ponderada, por meio do produtório de nove parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), coliformes termotolerantes, temperatura, pH, nitrato, fósforo total, turbidez e sólidos totais dissolvidos. Cada parâmetro possui seus respectivos pesos (W_i) e o índice varia de 0, sendo este a pior qualidade, a 100, classificado como a melhor qualidade (FERREIRA *et al.*, 2015). Conforme Lima *et al.* (2007), o IQA possui a vantagem de diminuir o número de parâmetros associados que precisam ser interpretados para determinação da qualidade da água, permitindo a comparação entre distintos corpos hídricos. Este índice tem sido aplicado com as finalidades de informar de maneira simplificada o nível da qualidade da água para a população e servir de base para os Comitês de Bacias Hidrográficas e Órgãos Ambientais gerirem de forma satisfatória os recursos hídricos, identificando quais necessitam

de ações mais urgentes.

Um dos principais problemas decorrentes do processo de antropização é a poluição de corpos hídricos, causada pelo lançamento de efluentes domésticos e das águas do escoamento pluvial, estas que muitas vezes acabam carreando resíduos sólidos para o curso d'água. Essa poluição pode causar o depósito aumentado de sedimentos no leito do corpo de água, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água, alterações estéticas, contaminação por toxinas e eutrofização (CASTRO, 2007).

A preocupação com os recursos hídricos e os sistemas lagunares têm sido o foco de diversas pesquisas. No caso da cidade de Niterói, mais especificamente dos rios que deságuam nas lagunas de Piratininga e Itaipu merecem destaque os estudos de Fontenelle & Corrêa (2012), sobre o uso e cobertura do solo e os desafios do planejamento urbano-ambiental integrado na região oceânica de Niterói; e o de Fontenelle & Corrêa (2014), acerca dos impactos da urbanização no espelho d'água dos sistemas lagunares de Itaipu e de Piratininga. Além disso, cabe destacar o Programa Região Oceânica Sustentável (PRO-Sustentável), que busca estabelecer um Plano de Gestão Ambiental para toda a Região Oceânica de Niterói (PROSUSTENTAVEL, 2020).

Com base no exposto, o presente trabalho buscou analisar os impactos dos processos de ocupação urbana na qualidade da água dos principais tributários ao Sistema Lagunar Itaipu-Piratininga e contribuir para um melhor entendimento destes impactos, com base em discussões dos dados fornecidos pelo INEA para gerar o IQA_{NSF} .

2 | RESOLUÇÃO CONAMA 357/05

A CONAMA 357/05 é a legislação brasileira que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, como também estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Será discutida a qualidade da água doce na área avaliada, que corresponde a uma salinidade igual ou inferior a 0,5%, segundo esta resolução. A classificação dos corpos hídricos de água é realizada em classes, tendo para água doce um total de cinco. Cada classe possui usos específicos de acordo com a qualidade alcançada pelo recurso hídrico, tomando como base o enquadramento em parâmetros que exigem valores máximos ou mínimos. A classe especial possui águas destinadas ao abastecimento para o consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral. A Classe I tem suas águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rente ao solo, sendo consumidas cruas; à proteção de comunidades aquáticas em terras indígenas. Já a Classe II tem suas águas destinadas

ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas, parques, entre outros, com os quais o público possa a vir ter contato direto; à aquicultura e à pesca. A Classe III se destina ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação animal. E por último, a Classe IV é destinada à navegação e à harmonia paisagística (BRASIL, 2005).

De acordo com a CONAMA 357/05, parâmetros de qualidade da água são informações quantitativas que expressam o comportamento qualitativo da água, podendo ser acompanhadas ao longo do tempo, permitindo assim verificar as suas evoluções. Os principais parâmetros para a água doce encontram-se relacionados na Tabela 1.

Água Doce				
Parâmetros	Valores de Referência Classe 1	Valores de Referência Classe 2	Valores de Referência Classe 3	Valores de Referência Classe 4
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-
Turbidez (UNT)	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
DBO (mg/L)	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
Fósforo Total (mg/L)	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,15	-
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥ 6	≥ 5	≥ 4	> 2
pH	6 ≤ pH ≤ 9	6 ≤ pH ≤ 9	6 ≤ pH ≤ 9	6 ≤ pH ≤ 9
Nitrato (mg/L)	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-
Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)	≤ 200	≤ 1000	≤ 2500	-

Tabela 1 – Valores de Referência preconizados na Resolução CONAMA 357/05.

Fonte: adaptado de BRASIL (2005).

3 | ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo engloba os cinco rios que possuem pontos de monitoramento do INEA, a saber: rio Arrozal, rio Jacaré e rio Santo Antônio, que deságuam na laguna de Piratininga, além do rio João Mendes e do rio da Vala, que deságuam na laguna de Itaipu (Figura 1). Tal região está localizada na região oceânica do município de Niterói, estado do Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil.



Figura 1 – Localização dos afluentes do sistema lagunar.

Fonte: Adaptado de PREFEITURA MUNICIPAL DE NITERÓI (2021).

4 | RESULTADOS

As Tabelas 2 e 3 mostram os padrões de cores usados para realizar o enquadramento dos parâmetros em relação a CONAMA 357/05 e ao IQA_{NSF} . As Tabelas de 4 a 8 e a Figura 2 consolidam os resultados encontrados.

Violação dos Valores de Referência da CONAMA 357/05	
Classe 1	
Classe 2	
Classe 3	
Classe 4	
Sem Violação	

Tabela 2 – Escala de cores adotada para representar violação dos valores de referência indicados na Tabela 1.

Fonte: autoria própria.

IQANSF		
Resultados	Valores	Faixas
Excelente	$100 \geq IQA \geq 90$	
Boa	$90 > IQA \geq 70$	
Média	$70 > IQA \geq 50$	
Ruim	$50 > IQA \geq 25$	
Muito Ruim	$25 > IQA \geq 0$	

Tabela 3 - Faixa de Valores IQANSF e escala de cores adotada para representar os respectivos enquadramentos.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

Nome do Rio	Data	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (nT)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Temperatura (°C)	IQANSF
Rio Arrozal	29/01/2014	12,0	1,18	0,42	2,6	7,4	7,00	350.000	278	3	32,2
	30/09/2014	12,0	0,74	0,16	2,8	7,5	6,40	540.000	273	2	33,4
	11/03/2015	3,2	0,40	0,84	5,4	7,5	4,40	1.600.000	251	1	46,4
	21/07/2015	12,0	0,80	0,7	3,8	7,8	9,80	350.000	320	1	34,8
	02/12/2015	6,0	0,97	0,10	5,4	6,5	693,00	170.000	320	2	32,5
	30/05/2016	3,0	0,42	1,51	3,4	7,3	13,10	230	123	3	58,5
	14/03/2017	12,0	0,49	1,38	5	7,5	27,00	24.196	133	0	43,1
	30/10/2017	16,0	1,49	0,34	2,2	7,5	15,10	33.000	934	4	28,8
	27/11/2017	24,0	1,72	0,15	1,2	7,4	7,50	130.000	311	-6	22,9
	30/01/2018	10,0	0,63	0,56	2,4	7,7	12,90	160.000	239	1	33,6
	27/03/2019	6,4	0,36	1,64	4,6	7,5	10,60	540.000	281	-5	41,2
	21/05/2019	2,4	0,25	2,68	4,4	7,3	8,02	33.000	312	-10	41,8
	14/08/2019	10,0	1,16	0,78	2,0	7,7	11,50	350.000	274	4	30,2
	29/01/2020	2,0	0,28	0,1	3,4	7,52	3,08	79.000	277	0	43,4
	Média	9,36	0,78	0,81	3,47	7,44	59,24	311.388	309,00	0	37,34

Tabela 4 - Resultados das análises laboratoriais para o rio Arrozal. As escalas de cores utilizadas são referentes às adotadas nas Tabelas 2 e 3.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

Nome do Rio	Data	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (nT)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Temperatura (°C)	IQANSF
Rio Jacaré	29/01/2014	12,0	1,14	0,03	2,2	7,4	11,00	350.000	240	2	31,3
	30/09/2014	20,0	2,00	0,02	2,2	7,5	5,20	540.000	284	0	27,5
	11/03/2015	12,0	0,65	0,28	1,2	7,4	4,30	1.600.000	252	0	29,5
	21/07/2015	14,0	1,64	0,08	2,4	7,6	13,00	130.000	279	1	29,5
	02/12/2015	4,0	0,64	0,10	4,0	7,1	5,59	130.000	288	1	40,8
	30/05/2016	5,0	0,48	0,05	2,6	7,3	3,27	7.900	179	-1	44,4
	14/03/2017	12,0	1,09	1,53	4,6	7,5	421,00	24.196	264	1	32,4
	30/10/2017	20,0	1,48	0,04	1,0	7,3	6,46	49.000	772	3	24,2
	27/11/2017	27,0	2,12	0,01	1,4	7,4	66,30	130.000	216	-6	20,9
	30/01/2018	14,0	0,84	0,10	2,2	7,5	14,80	160.000	192	1	31,1
	27/03/2019	11,0	1,56	0,03	2,0	7,5	6,98	540.000	283	-5	29,8
	21/05/2019	12,0	0,75	0,38	1,6	7,5	17,80	350.000	328	-10	27,0
	14/08/2019	8,0	1,27	0,06	2,0	7,6	5,44	170.000	291	1	31,4
	29/01/2020	8,0	0,55	3,7	1,6	7,9	3,51	240.000	266	2	31,7
	Média	12,79	1,16	0,46	2,21	7,46	41,76	315.793	295,29	-0,71	30,82

Tabela 5 - Resultados das análises laboratoriais para o rio Jacaré. As escalas de cores utilizadas são referentes às adotadas nas Tabelas 2 e 3.

Fonte: Adaptado de INEA (2019).

Nome do Rio	Data	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (nT)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Temperatura (°C)	IQANSP
Rio Santo Antônio	29/01/2014	20,0	0,85	0,07	1,0	7,0	28,00	1.600.000	125	-1	25,2
	30/09/2014	80,0	3,56	0,01	0,8	7,1	52,00	920.000	286	-4	16,4
	11/03/2015	24,0	0,88	0,03	3,4	7,5	30,00	1.600.000	401	2	28,8
	21/07/2015	16,0	0,9	0,05	2,6	7,6	51,00	22.000	329	0	31,8
	02/12/2015	2,0	0,78	0,10	3,8	7,6	4,23	1.100	359	2	54,6
	30/05/2016	44,0	0,99	0,02	0,0	7,3	26,70	24.000	191	0	38,8
	14/03/2017	12,0	0,94	1,55	4,2	7,3	360,00	24.196	190	-3	31,5
	30/10/2017	12,0	0,92	0,09	1,2	7,4	13,00	11.000	739	2	30,9
	27/11/2017	67,0	2,52	0,01	0,0	7,4	67,90	1.600.000	399	-3	14,8
	30/01/2018	8,0	0,86	0,01	0,6	7,4	18,60	160.000	280	1	27,1
	27/03/2019	5,0	0,42	0,36	2,6	7,6	12,40	35.000	308	-1	39,8
	21/05/2019	5,0	0,71	0,21	3,0	7,5	34,80	220.000	333	-8	33,6
	14/08/2019	4,0	0,37	0,21	2,4	7,6	10,90	23.000	299	3	39,7
	29/01/2020	2,4	0,26	1,59	4,0	7,6	4,08	13.000	283	3	49,4
	Média	21,53	1,07	0,31	2,11	7,42	50,97	446.664	323,00	-0,50	31,58

Tabela 6 – Resultados das análises laboratoriais para o rio Santo Antônio. As escalas de cores utilizadas são referentes às adotadas nas Tabelas 2 e 3.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

Nome do Rio	Data	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (nT)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Temperatura (°C)	IQANSP
Rio João Mendes	29/01/2014	16,0	1,19	0,10	1,4	7,2	9,30	1.600.000	170	-1	27,9
	30/09/2014	24,0	3,09	0,04	2,0	7,3	15,00	920.000	243	1	24,2
	11/03/2015	7,0	0,84	0,38	3,2	7,4	14,30	1.600.000	191	-1	37,2
	21/07/2015	23,0	2,18	0,11	2,8	7,5	17,00	1.600.000	256	-4	26,4
	02/12/2015	28,0	1,87	0,10	2,0	7,1	12,80	1.600.000	301	3	24,5
	30/05/2016	6,0	0,58	0,08	2,0	7,2	10,80	1.300	301	-1	45,0
	14/03/2017	16,0	0,96	1,40	3,8	7,5	184,00	24.196	251	-5	28,5
	30/10/2017	5,0	0,58	0,37	6,0	7,4	98,00	17.000	1.197	2	42,8
	27/11/2017	4,0	1,63	0,03	2,2	7,5	6,79	70.000	282	-6	33,4
	30/01/2018	20,0	0,94	0,24	2,4	7,5	68,60	160.000	230	1	27,1
	27/03/2019	5,0	1,45	0,14	2,4	7,7	7,20	33.000	336	-4	36,2
	21/05/2019	2,0	0,71	0,54	3,0	7,5	6,59	540.000	338	-9	35,9
	14/08/2019	8,0	0,99	0,24	3,0	7,7	14,90	110.000	308	3	33,7
	29/01/2020	5,6	1,44	7,54	4,6	7,9	5,80	540.000	290	4	37,6
	Média	12,11	1,32	0,81	2,91	7,46	33,65	629.678	335,29	-1,21	32,89

Tabela 7 – Resultados das análises laboratoriais para o rio João Mendes. As escalas de cores utilizadas são referentes às adotadas nas Tabelas 2 e 3.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

Nome do Rio	Data	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (nT)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Temperatura (°C)	IQANSP
Rio da Vala	29/01/2014	10,0	0,65	2,94	3,6	7,4	8,00	920.000	167	-2	37,4
	30/09/2014	3,0	0,22	0,41	7,4	7,4	10,00	79.000	73	-3	51,0
	11/03/2015	6,0	0,72	0,17	4,6	7,6	11,00	1.600.000	334	0	41,0
	21/07/2015	6,4	1,18	0,06	4,0	7,8	11,00	240.000	320	-5	35,9
	02/12/2015	4,0	0,39	0,10	4,8	7,4	22,30	70.000	3.064	3	42,4
	30/05/2016	8,0	0,46	0,31	5,0	7,4	13,70	7.900	951	-1	46,6
	14/03/2017	12,0	0,71	2,97	4,0	7,4	118,00	24.196	291	-2	31,7
	30/10/2017	17,0	2,07	0,02	3,2	7,4	14,40	540.000	472	2	28,7
	27/11/2017	40,0	1,39	0,03	0,0	7,1	49,60	350.000	11.168	-3	18,2
	30/01/2018	20,0	0,85	0,16	1,8	7,4	21,30	160.000	200	1	27,6
	27/03/2019	13,0	0,87	0,09	7,4	7,4	20,70	1.600.000	2.058	0	39,1
	21/05/2019	2,0	0,39	0,84	4,4	7,6	6,20	33.000	312	-8	44,4
	14/08/2019	52,0	3,11	0,01	3,0	7,7	60,20	1.600.000	277	3	26,7
	29/01/2020	4,0	0,13	2,52	3,0	8,0	3,88	33.000	329	3	41,7
	Média	14,10	0,94	0,76	4,01	7,50	26,45	518.364	1429,71	-0,86	35,96

Tabela 8 - Resultados das análises laboratoriais para o rio da Vala. As escalas de cores utilizadas são referentes às adotadas nas Tabelas 2 e 3.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

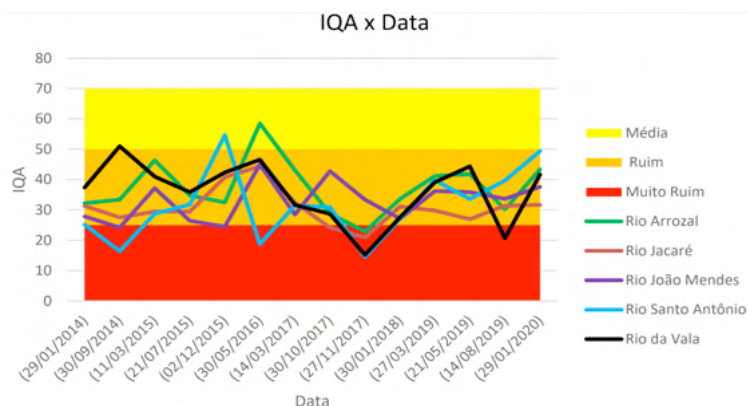


Figura 2 – Variabilidade temporal do IQA_{NSF} em relação aos diferentes afluentes analisados.

Fonte: adaptado de INEA (2019).

Em relação à DBO, o rio que apresentou maior média foi o rio Santo Antônio. Já em relação ao fósforo total, o rio João Mendes foi que teve maior média, porém todos apresentaram situações que tiveram picos nos valores desse parâmetro. As maiores médias de nitrato foram do rio Arrozal e do rio João Mendes, tendo o rio João Mendes apresentado em uma ocasião um pico elevado. Os piores valores de oxigênio dissolvido foram apresentados pelo rio Santo Antônio, tendo duas ocasiões com resultados de anoxia. Em relação ao pH, todos os rios apresentaram resultados dentro da faixa estabelecida pela CONAMA 357/05. Todos os rios se mantiveram semelhantes em relação à turbidez, sendo o rio Arrozal o que obteve o maior pico. Para os coliformes termotolerantes, os rios que apresentaram os valores mais elevados foram os rios Santo Antônio, João Mendes e Vala, tendo a maior média o rio João Mendes. O pior resultado apresentado para sólidos dissolvidos totais foi do rio da Vala. Em relação à temperatura, todos os rios apresentaram resultados similares.

Com relação ao IQA_{NSF} o rio que apresentou melhor média foi o Arrozal e o pior média o Jacaré. Um ponto a ressaltar é o de que a temperatura para o cálculo do IQA_{NSF} realizado pelo INEA representa a diferença entre a temperatura da água e do ar.

5 | DISCUSSÃO

Um ponto prioritário a ser abordado é a questão do impacto da urbanização da área de estudo. A Companhia Águas de Niterói vem realizando a coleta e o tratamento do efluente doméstico do município de Niterói. Um dado divulgado pela própria companhia é o de que 93% do efluente do município é coletado e tratado (ÁGUAS DE NITERÓI, 2021). A companhia conta com duas estações de tratamento de efluente doméstico na Região Oceânica, a ETE Camboinhas, que atende aos bairros Piratininga, Camboinhas, Jacaré, Cafubá e Jardim Imbuí, tendo uma capacidade máxima de tratamento de 116 l/s. A outra estação de tratamento da região é a ETE Itaipu, que atende aos bairros de Itaipu, Itacoatiara

e Engenho do Mato, possuindo uma capacidade máxima de tratamento de 294 l/s.

A partir do dado de volume de água consumido pela população de Niterói, coletado do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), e tomando como base a estimativa feita pelo IBGE para a população niteroiense no ano de 2020, que foi de 515.317 pessoas, foi possível realizar o cálculo do consumo de água por habitante. O volume de água consumido pela população de Niterói foi de 100.872.329 l/dia. A partir da divisão desse dado pelo número de habitantes, chegou-se ao valor de 196 l/dia/hab. Admitindo-se que 80% da água consumida é convertida em efluente doméstico, tem-se que 156,8 l/dia são produzidos por cada habitante em média em Niterói.

Segundo FGV Projetos (2015), o somatório da população dos bairros de Piratininga, Camboinhas, Jacaré, Cafubá e Jardim Imbuí, bairros esses contemplados pela ETE Camboinhas, era de 27.215 em 2010, o que produz uma vazão de efluente doméstico de aproximadamente 50 l/s. Já o somatório dos bairros Itaipu, Itacoatiara e Engenho do Mato, que tem seus efluentes destinados a ETE Itaipu, era de 17.712 habitantes em 2010, o que produz uma vazão de efluente doméstico de aproximadamente 32,14 l/s. É possível observar que mesmo com o crescimento populacional de 2010 para 2021, as capacidades máximas de tratamento das ETEs não são ultrapassadas, visto que a vazão que chega na ETE Camboinhas teria que aumentar em 132% e a vazão que chega na ETE Itaipu em cerca de 800%.

Com isso, nota-se que as ETEs têm capacidade de tratar todo o efluente doméstico da região. Todavia, foi possível observar que os valores de coliformes termotolerantes não diminuíram, indicando que há despejo irregular de efluente doméstico nos rios.

Diante do exposto, conclui-se que ações de saneamento básico devem ser tomadas para que ocorra a diminuição da carga poluidora que chega nos rios. Algumas delas podem ser o combate a ligações clandestinas, fazendo com que as residências se liguem na rede de coleta, o pleno funcionamento das elevatórias e de todo o sistema de coleta e tratamento de efluente e ações de educação ambiental para diminuir a quantidade de resíduos descartados na rua, com o intuito de diminuir o número de resíduos carreados pelo escoamento superficial para dentro dos rios.

Outro ponto relevante é se a precipitação pode afetar a qualidade da água. Um modo para mensuração dessa possibilidade é a medição da variabilidade da vazão do rio, contudo, tal dado é mais escasso. Segundo Knoppers *et al.* (1999), o rio Arrozal possuía uma vazão de 0,03 m³/s e uma área de bacia de 1,5 km², o rio Jacaré continha uma vazão de 0,06 m³/s e uma área de 5,8 km², ambos os rios deságuam na laguna de Piratininga. Já o rio João Mendes, que deságua na laguna de Itaipu, apresentava uma vazão de 0,10 m³/s e uma área de bacia de 16,8 km². Além da variação da vazão entre os rios e suas respectivas áreas de bacia, a renovação da água da laguna de Piratininga é dezesseis vezes mais demorada que da laguna de Itaipu, impactando de maneira mais contundente a qualidade da água da laguna que possui maior tempo de renovação (KNOPPERS *et al.*, 1991). Os rios estudados

possuem vazões com uma diferença de até três vezes, o que impacta diretamente na diluição do poluente na água, ocasionando a diminuição dos valores de alguns parâmetros, tais quais DBO e coliformes termotolerantes.

6 | CONCLUSÃO

O presente trabalho utilizou dados de IQA_{NSF} e de seus parâmetros obtidos do INEA, referentes ao período de 2014 a 2020, com o objetivo de entender a variabilidade espacial da qualidade da água na área de estudo. Os resultados mostraram que o parâmetro mais relevante, dentre os que foram analisados nesta pesquisa, e que mais impacta a área de estudo é o coliforme termotolerante, seguido pela DBO e pelo oxigênio dissolvido.

A análise espacial demonstrou que o rio mais afetado é o rio Santo Antônio, que deságua na laguna de Piratininga, pois apresentou as piores médias de DBO e oxigênio dissolvido, bem como elevados valores de coliformes termotolerantes.

Com relação ao IQA_{NSF}, todos os rios apresentaram as médias na faixa do ruim, permitindo inferir que a qualidade da água encontra-se bastante deteriorada, causando um impacto direto no Sistema Lagunar Itaipu-Piratininga.

O estudo conclui pela necessidade da continuidade do monitoramento, considerando que políticas públicas e privadas de saneamento básico estão sendo implementadas na região. Logo, as medições de tais parâmetros se tornam fundamentais no que se diz respeito à confirmação se tais políticas serão realmente eficazes.

REFERÊNCIAS

ANA. **Água no Mundo**. 9 mar. 2018. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/textos-das-paginas-do-portal/agua-no-mundo/agua-no-mundo>. Acesso em: 22 mar. 2021.

ÁGUAS DE NITERÓI. **Estação de tratamento de esgoto**. Disponível em: <https://www.grupoaguasdobrasil.com.br/aguas-niteroi/agua-e-esgoto/estacao-tratamento-esgoto/>. Acesso em: 19 maio 2021

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA N° 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_ltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf

CASTRO, L.M.A. **Proposição de metodologia para a avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água**. 2007. Tese de Doutorado (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/REPA-7DZHVH>. Acesso em: 22 fev. 2021.

FERREIRA, K.C.D. *et al.* **Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro**. Revista Ciência Agronômica, v. 46, n. 2, p. 277-286, abr.-jun. 2015.

FGV PROJETOS. **Apoio à Revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) do Município de Niterói Produto 7 - Diagnóstico Técnico - Volume 2.** 13 ago. 2015. Disponível em: <https://urbanismo.niteroi.rj.gov.br/anexos/Plano%20Diretor/Revis%C3%A3o%20PD/diagnostico-tecnico-volume-2-3.pdf>. Acesso em: 4 maio 2021.

FONTENELLE, T.H.; CORRÊA, W.B. **Impactos da urbanização no espelho d'água dos sistemas lagunares de Itaipu e de Piratininga, Niterói (RJ), entre 1976 e 2011.** Boletim de Geografia, v. 32, n. 2, p. 150-157, 3 dez. 2014.

FONTENELLE, T.H.; CORRÊA, W.B. **Uso e cobertura do solo (1976-2011) e os desafios do planejamento urbano-ambiental integrado na região oceânica de Niterói (RJ).** Revista Geonorte, v. 3, n. 6, p. 1345-1357, 16 nov. 2012.

INEA. **Índice de Qualidade da Água (IQA).** 2019. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/IQA-NSF-Metodologia-Qualidade-de-%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 3 fev. 2021.

INEA. **Qualidade da Água por Região Hidrográfica (RHs).** Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>. Acesso em: 8 mar. 2021.

KNOPPERS, B.A.; CARMOUZE, J.P.; MOREIRA-TURCQ, P.F. **Nutrient Dynamics, Primary Production and Eutrophication Of Coastal Lagoons Of The Eastern Rio de Janeiro Coast.** In: B. Knoppers; E. Bidone; J.J. Abrão. (Org.). Environmental geochemistry of coastal lagoon systems, state of Rio de Janeiro, Brazil. Niterói: Universidade Federal Fluminense, Série Geoquímica Ambiental, n.6, 1999, p. 123-154.

KNOPPERS, B.A.; KJERFVE, B. J. ; CARMOUZE, J. ; REZENDE, CE . **Trophic state and water turn-over time in six choked coastal lagoons of Brazil.** Biogeochemistry, v. 2, n.14, p. 149-166, 1991.

LIMA, J.B.A.; COSTA, R.L.X.G.; SOARES, L.P.C. **Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos, monitorados pelo IGAM na Bacia Hidrográfica Apodi Mossoró/RN.** In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8, Caxambu, 2007. Resumos expandidos, Caxambu, IB-USP, p. 1-2. Disponível em: <http://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiiiceb/pdf/1387.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2021.

PREFEITURA MUNICIPAL DE NITERÓI. **Hidrografia.** [S. l.], 2019. Disponível em: <https://dados-geoniteroi.opendata.arcgis.com/datasets/67a682a4a1d848179fe14269504fad55/explore?location=-22.913400%2C-43.037450%2C12.71>. Acesso em: 3 set. 2021.

PRO SUSTENTÁVEL. Disponível em: <http://www.prosustentavel.niteroi.rj.gov.br/>. Acesso em: 3 set. 2021.

SILVEIRA, L.G. **Estudo comparativo da utilização do IQA-NSF e IQA-CCME para análise da qualidade da água no estado do Rio De Janeiro.** 2018. Tese de Mestrado (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <http://www.profagua.uerj.br/teses/MP1620269.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2021.

SOARES, R. *et al.* **Avaliação da Aplicabilidade de Índices de Poluição Aquática: Estudo de Caso no Rio Paraibuna (Juiz de Fora, MG, Brasil).** Revista Virtual de Química, v. 8, n. 6, p. 2105-2122, 27 dez. 2016. Disponível em: <http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/v8n6a22.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2021.

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PINHAL - RS

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 21/07/2021

Ronaldo Sartoretto

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Frederico Westphalen - RS, <http://lattes.cnpq.br/0482666434689268>

Samuel Lunardi

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Frederico Westphalen - RS, <http://lattes.cnpq.br/1395693478357350>

Marcelle Martins

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Frederico Westphalen - RS, <http://lattes.cnpq.br/0337165856639161>

Dienifer Stahlhöfer

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Frederico Westphalen - RS, <http://lattes.cnpq.br/1129102723473268>

Willian Fernando de Borba

Universidade Federal de Santa Maria - UFSM,
Departamento de Engenharia e Tecnologia
Ambiental - DETA
Frederico Westphalen - RS, <http://lattes.cnpq.br/6186488672746432>

RESUMO: O uso dos recursos naturais sem controle vem aumentando gradativamente ao longo dos anos, sendo esse um dos principais motivos para a poluição das águas. As atividades antrópicas estão entre os principais fatores que vem contribuindo para essa contaminação,

principalmente as práticas agrícolas e a criação de animais. A partir disso, o presente trabalho tem o objetivo de avaliar a atual qualidade da água do Rio Pinhal utilizando o Índice de Qualidade da Água e enquadrar o curso de água conforme a Resolução do CONAMA 357/2005. Foram realizadas três coletas de água em quatro pontos previamente escolhidos. Para a realização do cálculo do índice de qualidade da água assim como o enquadramento segundo a resolução foram analisados nove parâmetros: coliformes termotolerantes, pH, fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, turbidez, temperatura e oxigênio dissolvido. Com os resultados foi possível estabelecer o índice de qualidade da água, que prevaleceu razoável para as coletas 1 e 2 e ruim para a coleta 3, assim como o enquadramento segundo a legislação vigente que estabeleceu a Classe 3 para a primeira coleta e o ponto 1 da segunda coleta, já para os demais pontos e a terceira coleta apresentou a classe 4. Entre os principais fatores responsáveis por essa qualidade estão a grande quantidade de coliformes termotolerantes encontrados, e também alguns pontos com altas concentrações de fósforo total e pouca quantidade de oxigênio dissolvido. Possivelmente devido a contaminação principalmente de dejetos animais.

PALAVRAS-CHAVE: Enquadramento. IQA. Poluição hídrica.

THE WATER QUALITY INDEX OF THE PINHAL RIVER

ABSTRACT: The use of uncontrolled natural resources has gradually increased over the

years, being one of the main reasons for water pollution. Anthropogenic activities are among the main contributing factors to this contamination, mainly agricultural practices and animal husbandry in rural areas. From this, the present work has the objective of evaluating the current water quality of the Pinhal River using the Water Quality Index and framing the watercourse according to CONAMA Resolution 357/2005. Three water samples were collected at four previously selected points. In order to perform the calculation of the IQA, as well as the framework according to the resolution, nine parameters were analyzed: thermotolerant coliforms, pH, total phosphorus, total nitrogen, biochemical oxygen demand, total solids, turbidity, temperature and dissolved oxygen. With the results, it was possible to establish the IQA, which was reasonable for collections 1 and 2 and poor for collection 3, as well as the framework according to the current legislation that established the Class 3 for the first collection and point 1 of the second collection, and the third collection showed class 4. Among the main factors responsible for this quality are the large number of thermotolerant coliforms found, as well as some points with high concentrations of total phosphorus and little dissolved oxygen. Possibly due to contamination mainly of animal waste.

KEYWORDS: Framework. IQA. Water Pollution.

1 | INTRODUÇÃO

No decorrer dos anos, o uso dos recursos naturais aumentou de maneira considerável, devido principalmente às atividades antrópicas que vem afetando os recursos hídricos, o que faz com que a qualidade da água seja prejudicada (TUNDISI, 2003 apud POLETO et al. 2009).

Tais atividades tem influência direta na qualidade da água de cursos hídricos, podendo ocorrer de forma pontual, como a geração de efluentes domésticos e industriais ou de forma difusa, como manejo inadequado do solo e de insumos agrícolas. Ainda pode-se considerar o despejo de resíduos orgânicos ou inorgânicos em mananciais, o que afeta diretamente sua qualidade (CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009).

O monitoramento da qualidade de cursos hídricos é de extrema importância, sendo possível identificar formas de poluição e contaminação que podem alterar as características do ambiente aquático (CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009). Para a obtenção do Índice de Qualidade da Água (IQA), segundo a ANA (2004), é necessário realizar a análise de nove parâmetros, sendo eles: coliformes termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforo total, nitrogênio total, Oxigênio Dissolvido (OD), pH, sólidos totais, temperatura e turbidez.

Por ter a suinocultura como principal atividade econômica, o município de Pinhal-RS, torna-se propenso a incidência de despejos ilegais de dejetos em cursos d'água. Atrelado a tal problemática o presente estudo prevê avaliar, por meios de análises físico-químicas e biológicas, a qualidade da água do Rio Pinal, principal curso hídrico do município. E com base nos resultados pretende-se obter dados sobre as reais condições do manancial.

2 | METODOLOGIA

A área de estudo compreendeu a bacia do Rio Pinhal, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea, está localizada ao noroeste do Estado Rio Grande do Sul, abrange três municípios: Pinhal, Rodeio Bonito e Cristal do Sul SEMA (2012). A localização do município de Pinhal é demonstrada na Figura 1.



Figura 1 – Localização do município de Pinhal.

Fonte: IBGE (2010).

2.1 Coletas

As coletas das amostras de água foram realizadas em três meses consecutivos. Todas as coletas de amostras de água realizadas seguiram-se os padrões de coleta, armazenagem e transporte conforme recomendado pelas normas da NBR 9.898/1987 (ABNT, 1997), NBR 9.896/1993 (ABNT, 1993) e NBR 9.897/1987 (ABNT, 1987), as quais dispõem sobre amostragem de efluentes líquidos dos recursos hídricos.

2.2 PONTOS DE COLETA

Foram definidos quatro pontos para a realização das coletas (Figura 2).

Ponto 1: Coleta realizada junto à nascente;

Ponto 2: Coleta realizada à montante do perímetro urbano de Pinhal;

Ponto 3: Coleta realizada à jusante do perímetro urbano de Pinhal e;

Ponto 4: Coleta realizada próxima a foz do Rio Pinhal.

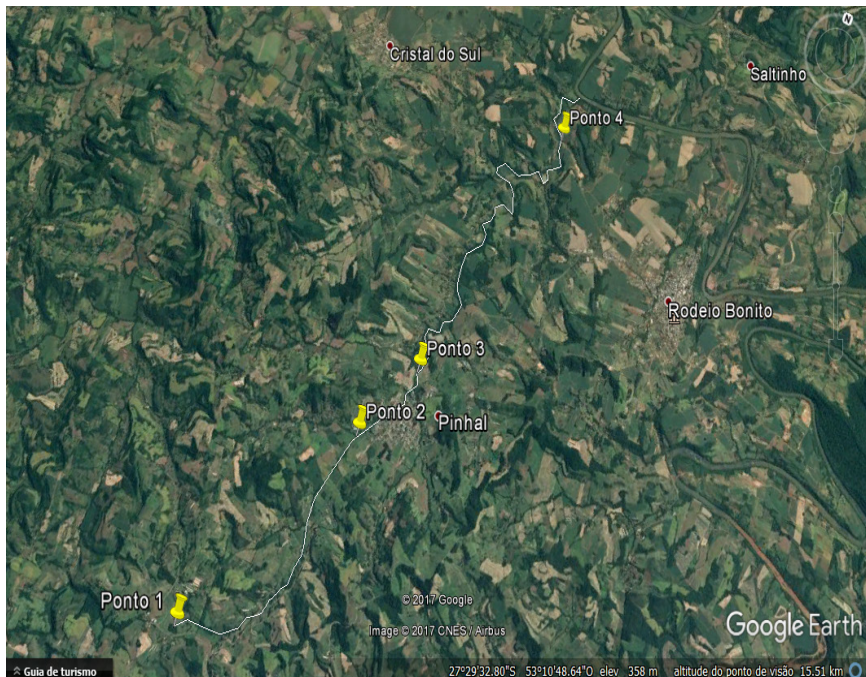


Figura 2 - Pontos de coletas.

Fonte: Google (2017).

2.3 PARÂMETROS ANALISADOS

As análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos realizadas para obtenção do IQA, seguiram a metodologia descrita por APHA (2012), conforme demonstra a Tabela 1. As amostras foram coletadas e analisadas em triplicata.

Parâmetros	Metodologia
Coliformes termotolerantes	POPMB –UNI013, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 9221 B (Túbos múltiplos).
DBO	POPFQ –UNI402, de acordo com (APHA,2012). Método 5210 B.
Fósforo total	POPFQ –UNI224, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 4500 B e Método 4500 E.
Nitrogênio total	POPFQ –UNI223, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 4500 A.
OD	POPFQ –UNI420, de acordo de acordo com (APHA,2012). Método 4500 G.
pH	POPFQ –UNI202, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 4500 B.
Sólidos Totais	POPFQ –UNI225, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 2540 B.

Temperatura	POPFQ –UNI424, de acordo com de acordo com (APHA,2012).
Turbidez	POPFQ -UNI211, de acordo com de acordo com (APHA,2012). Método 2130 B.

Tabela 1 - Parâmetros de análise.

Fonte: Adaptado de (UNIVATES, 2012).

2.4 Índice de Qualidade da água

A fórmula utilizada para o cálculo de índice de qualidade das águas, é descrita abaixo:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Equação 1 – Cálculo do IQA.

Fonte: ANA (2004).

Onde:

- IQA: Índice de Qualidade da Água;
- q_i : qualidade do i-ésimo parâmetro, obtido a partir da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida.

Segundo Libânio (2010) para cada parâmetro analisado no cálculo do IQA tem-se um peso específico, que pode ser observado na tabela na Tabela 2.

Parâmetros de qualidade da água	PESO (w)
OD	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO _{5,20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Tabela 2- Pesos dos parâmetros para o cálculo do IQA.

Fonte: ANA (2004).

Para a classificação final do IQA (Figura 3), foram utilizadas as faixas de classificação padrão para os Estados de Alagoas, Minas Gerais, Mato Grosso, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul. A Figura 3 apresenta a faixa de classificação de

qualidade da água obtida através do índice (IQA).

QUALIDADE DA ÁGUA	FAIXA DE IQA
Ótima	91 - 100
Boa	71 - 90
Razoável	51 - 70
Ruim	26 - 50
Péssima	0 - 25

Figura 3 – Faixa de classificação escolhida.

Fonte: Adaptado de ANA (2004).

2.5 ENQUADRAMENTO DO CORPO HIDRÍCO

Para o enquadramento do curso de água em classes, foram utilizados parâmetros estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). A Tabela 3 demonstra os valores máximos de cada parâmetro do índice de qualidade da água (IQA) permitidos para cada classe.

Classe	ªClasse Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Parâmetros					
Coliformes termotolerantes		≤ 200 ^b NMP/100 mL	≤ 1000 ^b NMP/100 mL	≤ 4000 ^c NMP/100 mL	> 4000 NMP/100 mL
DBO ₅		≤ 3 mg L ⁻¹	≤ 5 mg L ⁻¹	≤ 10 mg L ⁻¹	> 10 mg L ⁻¹
OD		≤ 6 mg L ⁻¹	≤ 5 mg L ⁻¹	≤ 4 mg L ⁻¹	≤ 2 mg L ⁻¹
Turbidez		≤ 40 UNT	≤ 100 UNT	≤ 100 UNT	> 100 UNT
pH		6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Fosfatos		≤ 0,1 mg L ⁻¹	≤ 0,1 mg L ⁻¹	≤ 0,15 mg L ⁻¹	> 0,15 mg L ⁻¹
Sólidos totais		≤ 500 mg L ⁻¹	≤ 500 mg L ⁻¹	≤ 500 mg L ⁻¹	> 500 mg L ⁻¹
Nitratos		≤ 10,0 mg L ⁻¹	≤ 10,0 mg L ⁻¹	≤ 10,0 mg L ⁻¹	>10,0 mg L ⁻¹

Tabela 3 - Valores máximos permitidos para cada classe.

Fonte: Brasil (2005).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do IQA bem como seu respectivo enquadramento, obtidos através das análises das amostras coletadas, estão demonstrados no Quadro 1.

Pontos	Primeira coleta (18/10/17)		Segunda coleta (16/11/17)		Terceira coleta (18/12/17)	
	IQA	Qualidade	IQA	Qualidade	IQA	Qualidade
1	63,11	Razoável	63,80	Razoável	43,09	Ruim

2	68,87	Razoável	61,15	Razoável	45,62	Ruim
3	63,37	Razoável	54,36	Razoável	42,53	Ruim
4	64,79	Razoável	54,05	Razoável	50,54	Ruim

Quadro 1 – IQA das coletas realizadas.

Fonte: Autor (2017).

Observa-se que todos os pontos da primeira coleta apresentaram qualidade de água razoável, sendo que os Pontos 1, 3 e 4 obtiveram o IQA semelhantes. Já o Ponto 2 apresentou IQA relativamente melhor em relação aos demais, porém todos com a classificação razoável. Isso pode se dever ao fato de que Ponto 2 apresentou menor quantidade de coliformes termotolerantes nas amostras realizadas. Os pontos de coleta 1 e 2 são os que apresentaram IQA com valores mais próximos entre si, sendo melhor em comparação aos pontos de coleta 3 e 4. Cabe destacar que as amostras correspondentes aos pontos 3 e 4 apresentaram maior quantidade de coliformes em relação às demais.

Em relação aos resultados obtidos através das amostras da terceira coleta, é possível observar que todos os pontos analisados exibiram qualidade ruim. Dentre os principais fatores contribuintes para a baixa qualidade da água dos Pontos 3 e 4, salienta-se a notável presença de coliformes termotolerantes nas amostras e ainda as baixas concentrações de OD detectadas. O Ponto 3 da última coleta, foi o que apresentou o IQA mais crítico de todas as coletas realizadas, pois além da quantidade elevada de coliformes e baixa disponibilidade de OD, possuía elevada presença de Nitrogênio total e Fósforo total.

Segundo Libânio (2010), um dos fatores de maior influência na qualidade de águas de mananciais, é a baixa vazão de escoamento no curso d'água durante o período em que as coletas são realizadas. Durante o período que antecedeu a terceira coleta foram registradas menores médias de precipitação, o que consequentemente pode ter influenciado nos valores de IQA.

3.1 Avaliação dos parâmetros segundo a resolução CONAMA 357/2005.

Com base nos dados da Tabela 3, foi realizado o enquadramento dos parâmetros analisados de cada ponto, sendo considerados os valores permitidos por cada classe da legislação vigente (Quadro 2), conforme a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), a qual classifica em Classes especial, 1, 2, 3 e 4.

Referindo-se a primeira coleta realizada, pode ser observado que os quatro pontos coletados apresentaram valores de DBO que se enquadram como classe 3. Quanto aos valores de coliformes termotolerantes encontrados os Pontos 1, 3 e 4, a classificação atribuída foi de classe 3. Apenas o Ponto 2 apresentou resultados condizentes ao enquadramento de classe 2. Já para os valores de OD somente o Ponto 1 teve valores condizentes a classe 2,

os demais apresentaram enquadraram-se em classe 1. Os valores encontrados de turbidez, pH, fósforo total, sólidos totais e nitrogênio total se enquadraram dentro dos níveis exigidos pela classe 1.

Na segunda coleta realizada (Quadro 2), observa-se que todos os pontos apresentaram valores de DBO que se enquadram como classe 3. Em relação aos coliformes termotolerantes os Pontos 1 e 2 enquadraram-se como classe 3 e os pontos 3 e 4 como classe 4. Nos resultados de OD, os Pontos 1 e 2 tiveram enquadramento condizente a classe 2, já os Pontos 3 e 4 como classe 1. As concentrações de fósforo total para os pontos 2, 3 e 4, foram enquadrados na classe 4, somente o ponto 1 enquadrou-se como classe 3 para o parâmetro. Os parâmetros de turbidez, pH, sólidos e nitrogênio total obtiveram valores condizentes ao enquadramento de classe 1.

Parâmetros	Coleta 1				Coleta 2				Coleta 3			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Coliformes T. NMP/100mL	1.100	350,00	1.700,00	1.700,00	1.600,00	1.600,00	16.000,00	16.000,00	28.000,00	54.000,00	160.000,00	17.000,00
DBO mg/L	7,80	8,00	8,10	8,10	7,40	7,50	7,40	7,50	7,10	7,80	7,90	7,80
OD mg/L	5,30	6,30	6,50	6,80	5,70	5,90	6,20	6,30	3,00	4,20	4,60	4,10
Turbidez UNT	2,50	3,56	5,09	4,64	1,75	3,85	6,20	5,65	1,48	3,77	5,10	2,95
pH	6,50	6,70	6,70	6,80	7,70	7,80	7,90	7,80	7,10	7,60	7,50	7,60
Fósforo total mg/L	0,03	0,08	0,095	0,088	0,11	0,15	0,18	0,17	0,03	0,234	0,37	0,09
Sólidos Totais mg/L	20,00	130,00	100,00	70,00	160,00	180,00	180,00	180,00	340,00	250,00	230,00	180,00
Nitrogênio total mg/L	1,68	1,82	2,10	1,89	0,91	1,19	1,61	1,22	0,91	0,98	4,69	1,40
Classes de enquadramento	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4

Quadro 2 - Enquadramento do curso de água nas três coletas, em relação a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

Fonte: Construído a partir do Brasil (2005).

Na última coleta (Coleta 3), os resultados de coliformes termotolerantes para os quatro pontos, apresentaram aumento em relação às coletas anteriores, se enquadrando como classe 4. Já as concentrações de DBO, permitiram enquadrar os quatro pontos como Classe 3. Os demais parâmetros (turbidez, pH, sólidos totais e nitrogênio total) apresentaram-se como classe 1.

O enquadramento do curso de água, em relação as médias dos resultados das três coletas efetuadas, observadas no Quadro 3. Para coliformes termotolerantes todos os pontos enquadraram-se como classe 4, já para DBO, todos os pontos enquadraram-se a classe 3. Já para as concentrações de OD, o ponto 1 se enquadrou como classe 3, e os demais pontos como classe 2. Em relação aos resultados de fósforo, os pontos 2 e 3 se enquadraram como classe 4, o ponto 1 como classe 1 e o ponto 4 como classe 3. Para os demais parâmetros como turbidez, pH, sólidos totais e nitrogênio total apresentaram-se como classe 1.

Parâmetros	Média das 3 coletas			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Coliformes T. NMP/100mL	10.234	18.650	54.234	11.567
DBO mg/L	7,43	7,76	7,80	7,80

OD mg/L	4,66	5,46	5,76	5,73
Turbidez UNT	1,91	3,72	5,46	4,41
pH	7,10	7,36	7,36	7,40
Fósforo total mg/L	0,059	0,157	0,21	0,11
Sólidos Totais mg/L	174,00	187,00	170,00	137,00
Nitrogênio total mg/L	1,17	1,33	2,80	1,50
Classes de enquadramento	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4

Quadro 3 - Média dos resultados das três coletas.

Fonte: Construído a partir do Brasil (2005).

Em resumo, estabelecendo as máximas permitidas para cada parâmetro analisado, tem-se a classificação para cada ponto nas três análises (Quadro 3). Percebe-se, que no geral, na primeira coleta, em todos os pontos e, na coleta 2 o ponto 1, o trecho do curso de água foi classificado como classe 3, sendo que nas demais foi classificado como classe 4.

Pontos	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3
Ponto 1	Classe 3	Classe 3	Classe 4
Ponto 2	Classe 3	Classe 4	Classe 4
Ponto 3	Classe 3	Classe 4	Classe 4
Ponto 4	Classe 3	Classe 4	Classe 4

Quadro 3 - Classificação geral de cada coleta.

Fonte: Construído a partir do Brasil (2005).

Com a determinação do IQA, observou-se que nas duas primeiras coletas apresentaram uma qualidade regular de sua água, já na última apresentou uma qualidade ruim. Conforme enquadramento, os pontos apresentaram de classe 3 até a classe 4 para a última coleta. Com isso é possível observar uma semelhança do IQA com a Resolução CONAMA 357/2005 em relação a qualidade do Rio Pinhal ao longo do trecho analisado.

4 | CONCLUSÃO

A baixa qualidade da água apresentada pelo Rio Pinhal pode ser vinculada a presença constante de coliformes termotolerantes, o que possivelmente está relacionada ao despejo de dejetos animais, principalmente pelo fato de se tratar um município pouco populoso com economia baseada em atividades agropecuárias, principalmente a suinocultura intensiva. Outro relevante a ser considerado se dá pelas altas concentrações de fósforo total encontradas em alguns pontos, o que pode estar relacionado com o direcionamento da drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas até o manancial.

Recomenda-se a ampliação do fomento de estudos que priorizem a detecção de

possíveis causas de contaminação do manancial em questão. Ainda, inserir ao contexto comunitário conceitos de educação ambiental como forma de conscientização voltada aos produtores rurais e a residentes ribeirinhos. Tais medidas têm o intuito de reduzir o acréscimo à poluição hídrica causada principalmente por animais e seus dejetos lançados sem controle no meio ambiente. Cabe salientar o enfoque à cobrança direcionada aos órgãos públicos quanto a fiscalização de possíveis violações ambientais ocorrentes em áreas urbanas e rurais.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, junho 1987. 22 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9896: Glossário de poluição das águas - Terminologia**. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, agosto 1993. 97 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes Líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, junho 1987. 14 p.

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)**. 2004. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 23 maio 2017.

APHA. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, 2012. 1600p.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**, Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res_3_5705.pdf>. Acessado em: 20 maio de 2018.

CORADI, P.C.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 46-56, 2009. Disponível em: <<http://132.248.9.34/hevila/Revistaambiente&agua/2009/vol4/no2/4.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2017.

FRAZÃO, A. **Escherichia Coli: Sintomas, tratamento, transmissão**. 2018. Disponível em: <<https://www.tuasaude.com/escherichia-coli/>>. Acesso em: 29 mai. 2018.

GOOGLE. **Google Earth. Version Pro. 2017. Imagens do município de Pinhal - RS**. Disponível em: <<https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em: 10 fev. 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Rio Grande do Sul - Pinhal. 2010**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?codmun=431445>>. Acesso em: 27 maio 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494p.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L. de; MATSUMOTO, T. Avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de ilha solteira (sp). Revista: **Holos Environment**, São Paulo, v. 10, n. 1, p.95-110, 12 dez. 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/279462562> Acesso em: 22 de maio 2017.

SEMA. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTAVEL. **Bacia Hidrográfica do Rio da Várzea**. 2012. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/bacia-hidrografica-do-rio-da-varzea>>. Acesso em: 27 maio 2017.

UNIVATES. **Metodologias utilizadas para análises físico-químicas**. 2012. Disponível em: <https://univates.br/unianalises/media/docs/analises_fisico_quimicas.pdf>. Acesso em: 20 maio 2017.

CAPÍTULO 3

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS ARTESIANOS: UM ESTUDO BIBLIOGRÁFICO

Data de aceite: 01/10/2021

Madalena Teixeira Soares

Instituto Esperança de Ensino Superior –
IESPES
Santarém- Pará
<http://lattes.cnpq.br/1476514951930041>

Manuel Santos da Costa

Instituto Esperança de Ensino Superior-
IESPES
Santarém- Pará
<http://lattes.cnpq.br/5053466586240501>

Mariano Carvalho de Souza

Instituto Esperança de Ensino Superior-
IESPES
Santarém- Pará
<http://lattes.cnpq.br/1216949695633420>

Marijara Serique de Almeida Tavares

Instituto Esperança de Ensino Superior-
IESPES
Santarém- Pará
<http://lattes.cnpq.br/2344201730673785>

RESUMO: A água é um recurso natural e abundantemente essencial para a sobrevivência na terra. Dentre as várias destinações, no consumo humano, desempenha papel fundamental nas reações metabólicas, além de ser utilizada nas atividades do cotidiano. É importante dispor para a população água de qualidade sem risco de contaminação, para isto é competência do Ministério da Saúde, através da portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de

2011, estabelecer os padrões de potabilidade da água para consumo humano, tal como exercer a fiscalização do seu cumprimento. Este estudo tem como objetivo geral: Destacar a importância do controle da qualidade da água de poços artesianos. Trata-se de uma pesquisa bibliográfica de natureza descritiva e pesquisa de revisão, com buscas nas bases de dados em literaturas disponíveis no site Scientific Eletronic Library online (SCIELO), Biblioteca Virtual da Saúde (BVS), Google Acadêmico, Manuais do Ministério da Saúde, livros e revistas. Diante dos resultados obtidos, as análises dos parâmetros físico-químicos (pH, cor, turbidez, dureza total, condutividade e cloreto) dos artigos em estudo, indicaram que a maioria das amostras apresentavam valores dentro dos padrões aceitáveis de potabilidade. Quanto aos resultados microbiológicos, observou-se um alto índice de contaminação das águas dos poços, a maioria constatando a presença de contaminantes não permitidos pela legislação. Dessa forma vê-se a necessidade de implementar medidas que visam a gestão do uso de águas de poços, pois percebe-se através desta pesquisa que houve contaminação da água dos poços analisados e que o consumo dessa água pode ser fonte de contaminação e disseminação de doenças.

PALAVRAS-CHAVE: Análise da água. Poço artesiano. Qualidade. Potabilidade.

WATER QUALITY ANALYSIS OF ARTESIAN WELLS: A BIBLIOGRAPHIC STUDY

ABSTRACT: Water is a natural resource

and abundantly essential for survival on earth. Among the various destinations, in human consumption, it plays a fundamental role in metabolic reactions, in addition to being used in everyday activities. It is important to provide the population with quality water without risk of contamination, for this it is the responsibility of the Ministry of Health, through ordinance No. 2.914 of December 12, 2011, to establish the standards of potability of water for human consumption, such as exercising the monitoring of compliance. This study aims to: Highlight the importance of controlling the quality of water from artesian wells. This is a bibliographic research of descriptive nature and review research, with searches in the databases of literature available on the Scientific Electronic Library website online (SCIELO), Virtual Health Library (VHL), Academic Google, Ministry of Health Manuals, books and magazines. In view of the results obtained, the analysis of the physicochemical parameters (pH, color, turbidity, total hardness, conductivity and chloride) of the articles under study indicated that most samples had values within acceptable standards of potability. As for the microbiological results, there was a high level of contamination of the water from the wells, most of them noting the presence of contaminants not allowed by legislation. Thus, there is a need to implement measures aimed at managing the use of water from wells, as it is clear through this research that there was contamination of the water from the analyzed wells and that the consumption of this water can be a source of contamination and dissemination of illnesses.

KEYWORDS: Water analysis. Artesian well. Quality. Potability

1 | INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural e abundantemente essencial para a sobrevivência na terra. Dentre as várias destinações, o consumo humano, desempenha papel fundamental nas reações metabólicas, além de ser utilizada nas atividades do cotidiano.

O Brasil é considerado um dos países com maior estoque de água doce, mas que ainda tem populações extremamente desassistidas e que não gozam do direito à água, garantido pela Constituição Brasileira de 1988, isto é justificado pelo pouco investimento na garantia desse direito, e que está elencado principalmente a falta de políticas públicas para regiões distantes do centro urbano. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, do total de água doce que é disponível para o consumo, 96% é oriundo de água subterrânea, extraída normalmente através de perfuração de poços, sendo assim, um meio alternativo de abastecimento à uma parte da população que não tem acesso a rede pública de distribuição de água (FERREIRA et al., 2007).

É importante dispor para a população água de qualidade sem risco de contaminação, para isto é competência do Ministério da Saúde, através da portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011 estabelecer os padrões de potabilidade da água para consumo humano, tal como exercer a fiscalização do seu cumprimento (CRUZ, 2014).

Tendo o entendimento de que a água é essencial para a sobrevivência dos seres vivos e que a qualidade da mesma é um fator que a torna ideal para o consumo humano, surgiu a necessidade de fazer uma análise da qualidade da água dos poços artesianos, haja visto que é uma prática, muito utilizada devido a praticidade e seu baixo custo, além de ser uma fonte

alternativa para populações carentes da rede pública de distribuição.

Este estudo tem como objetivo primário: Destacar a importância do controle da qualidade da água de poços artesianos. Através dos secundários: Promover o conhecimento a cerca da importância do monitoramento da qualidade da água do poço para a saúde da população; Ressaltar as leis vigentes no país sobre este tipo de abastecimento; Enfatizar a relação da qualidade da água para consumo com o aparecimento de doenças de veiculação hídrica.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização de Estudo

Trata-se de uma pesquisa bibliográfica de natureza descritiva e pesquisa de revisão. De acordo com Gil (2008), as pesquisas descritivas, são caracterização de uma certa população ou fenômeno, com enfoque nas relações entre variáveis. É significativa, isto porque, segue um padrão de coleta de dados.

2.2 Critério de Inclusão e Exclusão

Os critérios de inclusão adotados foram os artigos atuais que correspondiam ao assunto abordado no idioma português disponibilizados na íntegra online, foram excluídos da pesquisa os artigos cujo assunto não fazia parte da temática, artigos com mais de 10 anos de publicação e artigos repetidos.

2.3 Seleção de referências

Procedeu-se buscas nas bases de dados em literaturas disponíveis no site Scientific Eletronic Library online (SCIELO), Biblioteca Virtual da Saúde (BVS), Google Acadêmico, Manuais do Ministério da Saúde, livros e revistas, em que devem o fato de apresentarem o maior número de periódicos nacionais indexados na área da saúde utilizando como descritores: Análise da qualidade da água de poços artesianos, ao qual possibilitou uma visão mais ampla sobre as pesquisas realizadas neste contexto em que o estudo se propõe.

Código do artigo	Título	Autores	Ano
A1	Qualidade da água nos poços artesianos do município de Santa Clara do Sul	PALUDO, D.	2010
A2	Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em poços do estado do Ceará, Brasil	COSTA, C.L.; et al.	2012
A3	Análise microbiológica e físico-química da água dos poços artesianos do bairro água da Jacutinga, na cidade de Andará – PR	IGINO, L.V.	2014
A4	Análise da qualidade da água de poços artesianos do município de Imigrante, Vale do Taquari/RS	ZERWES, C. M.; et al.	2015
A5	Avaliação dos parâmetros de qualidade da água de abastecimento alternativo no distrito de Jamacaru em missão velha-CE	CARVALHO, A. P. M; et al	2017
A6	Análise físico-química e microbiológica de água de poços artesianos em um município do Vale Do Taquari-Rs	MACEDO, T. L.; REMPELC.; MACIEL, M. J.;	2017
A7	Análise Físico-Química e microbiológica de águas de poços artesianos de uso independente	OLIVEIRA, M.M; et al.	2018
A8	Mapeamento e avaliação da potabilidade de água proveniente de fontes alternativas de captação na cidade de Astolfo Dutra	SOUZA W.B. et al	2018
A9	Qualidade da água de poços artesianos das comunidades rurais Aroeiras e Pau Ferro em São José de Piranhas – PB	BRITO K. P. de	2019
A10	Química ambiental: monitoramento físico-químico da água de um poço artesiano na cidade de Remígio-PB	SILVA A.B. et al.	2019

Tabela 1 - Distribuição das publicações, títulos, autores e ano de publicação. Santarém (2020).

FONTE: Artigos científicos publicados nos anos de 2010 a 2019.

Realizada a leitura dos títulos e resumos, 20 artigos foram selecionados para serem lidos na íntegra. Ao término da leitura crítica dos artigos, 10 trabalhos permaneceram como fontes de dados desta pesquisa por sua vez foram descritos através de uma codificação, que corresponde à ordem crescente de (1 a 10), e identificados com a letra A (maiúscula), conforme apresentado na **Tabela 1**.

2.4 Aspectos éticos

Todas as produções utilizadas neste trabalho foram devidamente referenciadas conforme normas Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo Ferreira et al (2007, p.11), “As águas subterrâneas são aquelas que se encontram sob a superfície da Terra, preenchendo os espaços vazios existentes entre os grãos do solo, rochas e fissuras (rachaduras, quebras, descontinuidades e espaços vazios)”.

Uma água de qualidade é determinada por seus parâmetros físicos, químicos e bacteriológico. Para o consumo humano a mesma deve ser pura e saudável, ou seja, sem cor, sabor e odor e também isento de qualquer microrganismo propício de causar uma doença e de substâncias orgânicas ou inorgânicas que venham ocasionar implicações fisiológicas maléficas. (RICHTER; NETTO, 2011).

Pelo fato da água nunca ser encontrada totalmente pura, o Ministério da Saúde através da portaria nº 2.914/2011, estabeleceu o padrão de potabilidade da água que é definido, “como sendo o conjunto de valores máximos permissíveis das características de qualidade da água destinada ao consumo humano”, ou seja, estabelece limites aceitáveis de contaminantes físico-químicos e microbiológicos para o consumo relacionado. (BRAGA et al., 2005 p.105).

3.1 Legislação Brasileira sobre a Qualidade da Água

Atualmente no Brasil, existem dois órgãos que cuidam da legislação a respeito da qualidade da água, o Ministério da Saúde através da portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da resolução 357/2005. Ambos os textos, descrevem os parâmetros e seus níveis máximos a serem analisados para considerar uma água de qualidade.

Legislação Utilizada	Autores
Resolução 357/2005 (CONAMA) / Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	PALUDO, D.
Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	IGINO, L.V.
Resolução 357/2005 (CONAMA) / Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	ZERWES, C. M; et al.
Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	OLIVEIRA, M.M; et al.
Resolução 357/2005 (CONAMA) / Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	BRITO K. P. de
Resolução 357/2005 (CONAMA) / Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	COSTA L. C
Resolução 357/2005 (CONAMA) / Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	SILVA B. A
Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	SOUZA B. W.
Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	MACEDO L. T.
Portaria 2.914 (Ministério da Saúde)	CARVALHO M.

Tabela 2 – Legislação utilizada por cada pesquisa.

Fonte: Artigos científicos publicados nos anos de 2010 a 2019.

Nos objetos de estudo deste trabalho, 5 utilizaram-se somente da Portaria do MS (**Tabela 2**) isso se justifica pelo fato da mesma ser mais abrangente, e tratar principalmente do controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Além, de ser uma legislação do órgão máximo referente a saúde pública. A Portaria mencionada utiliza as seguintes definições:

- Água potável: água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde.

- Solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano: toda modalidade de abastecimento coletivo de água distinta do sistema de abastecimento de água, incluindo, entre outras, fonte, poço comunitário, distribuição por veículo transportador, instalações condominiais horizontal e vertical.

Para que de fato prevaleça o que está descrito na legislação, é necessário levar em prática, principalmente quando trata-se da vigilância e da análise rotineira (Paludo, 2010).

Seguindo a análise da tabela (**Tabela 2**) os 5 trabalhos restantes, ambos se basearam tanto na resolução nº 357/2005 do CONAMA, quanto na portaria do MS. Isto reafirma novamente o que já foi dito acima, de que a Portaria do Ministério da Saúde prevalece em todas as pesquisas avaliadas neste trabalho. A resolução do CONAMA, considera a classificação das águas doces, salobras e salinas como essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores (BRITO, 2019). Ou seja, além da análise em si da água, a mesma, avalia qual o tipo de água, seu leito, e principalmente o que está ao redor do manancial. Trata-se de uma legislação que estuda a percussão, é o que diz (BRITO, 2019) esta portaria deixa claro que para análise dos parâmetros físico-químicos, faz-se necessário levar em consideração o histórico de resultados para avaliar se a amostra de água estar dentro ou não dos padrões estabelecidos pela mesma.

Ambas legislações a respeito da qualidade da água, são regidas por órgãos máximos, que além de descrevê-las, devem delegar aos estados e municípios cumpri-las, principalmente quando se trata de regiões mais afastadas e desassistidas na questão de serviço de água público. É necessário emancipar o conhecimento a respeito da qualidade da água e principalmente repassar de forma sucinta e de fácil compreensão para essas mesmas regiões.

PARÂMETROS	VMP (Valor Máximo Permitido)
Ph	6 a 9
COR/Uh	15
TURBIDEZ/UNT	5
DUREZA TOTAL	500
CONDUTIVIDADE	100
CLORETO	250

Tabela 3 : Indicadores de qualidade de água subterrânea para consumo humano e seus limites estabelecidos pelo Ministério da Saúde (BRASIL,2011).

FONTE: Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011.

A seguir, encontram-se os resultados desta pesquisa, através da apresentação de tabelas. Nas **tabelas 4 e 5** estão dispostos os resultados da análise físico-química e microbiológica respectivamente, bem como os padrões de potabilidade .

PARÂMETROS	Padrão	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Ph	6 a 9	7,39	-	6,67	7,64	6,18	7,35	5,36	6,52	7,19	6,52
COR/Uh	15	0	-	7,0	4	-	4,55	2,64	-	-	368
TURBIDEZ/UNT	5	0,43	-	0,6	2,425	0,91	0,55	1,74	1,337	0,368	106,7
DUREZA TOTAL	500	-	-	43,4	121,13	58,22	-	-	39,55	347	92,67
CONDUTIVIDADE	100	-	-	-	291,64	-	267,47	196,7	152,18	400	911,10
CLORETO	250	-	6,7	3,62	-	34,75	-	-	20,27	58,76	104,5

Tabela 4: valores dos parâmetros físico-químico da média dos resultados dos 10 artigos.

FONTE: Artigos científicos publicados nos anos de 2010 a 2019.

3.2 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro utilizado para indicar se a solução aquosa está ácida, neutra ou alcalina. O valor do pH varia de 0 a 14, abaixo de 7 a água é considerada ácida, acima de 7, alcalina e com pH 7 é neutra, de acordo com a portaria nº 2.914/2011 o padrão ideal é o que está mantido na faixa de 6 a 9,5. Na comparação dos resultados das médias obtidas, somente o artigo 7 apresentou um valor inferior ao máximo permitido, este foi de 5,36 o que é classificado como água ácida. Para Oliveira et al. (2018) este fato pode estar associado à presença de fatores como CO₂ , oxidação de matéria orgânica e temperatura da água, e ainda complementa que este resultado sugere influências na qualidade da água, visto que os valores baixos tornam-nas mais corrosivas e agressivas. A média de pH das amostras do estudo é de 6,76 estando entre os índices recomendados pela legislação, deste modo apto ao consumo humano.

3.3 Cor

A cor da água é um parâmetro físico de caráter estético, que pode fornecer ao observador importantes indícios de fenômenos naturais, como lavagem do solo pelas enxurradas e através de proliferação de algas devido o lançamento de esgoto. Quando há alteração na cor, pode estar com uma quantidade alta de algum elemento, como o ferro ou manganês, ou presença de algas. Dependendo da intensidade, pode interferir na medição da transparência e da turbidez. A Portaria MS nº 2.914/2011 estabelece para cor aparente o Valor Máximo Permitido de 15 uH como padrão organoléptico para consumo humano. Com base nos artigos analisados, a média geral foi de 64,37, apenas o A10 apresentou um valor de 368 uH, bastante elevado comparado ao valor de referência da portaria do MS. Paludo (2010), enfatiza que tanto a cor quanto a turbidez podem estar relacionadas, pois ambas indicam presença de material sólido em suspensão e isto pode indicar a presença de matérias orgânicas e outros compostos que possam vir a ser nutrientes para proliferação de microrganismo.

3.4 Turbidez/unt

A turbidez é um parâmetro para avaliação das características físicas da água, que mede a propriedade óptica de absorção e reflexão da luz. Essa característica é avaliada pela quantidade de partículas em suspensão, que interferem na propagação da luz pela água. Em relação a este parâmetro, a maioria dos artigos obtiveram os valores dentro do padrão estabelecido, apenas o A10 apresentou um índice de 106,7 UNT, o que implica dizer que a água deste poço está muito turva e que a causa pode ser pela presença de materiais sólidos em suspensão e podem ser oriundos desde o solo, mineração ou esgoto doméstico. Zerwes et al (2015) afirmam que a determinação de turbidez da água é diretamente influenciada pela presença desses materiais sólidos em suspensão, o que afeta a transparência da mesma.

3.5 Dureza Total

Este parâmetro refere-se à quantidade de bicarbonatos, carbonatos, sulfatos ou cloretos de cálcio e magnésio dissolvidos nela. Igino (2014) afirma que os teores de dureza total em águas oriundas de poços subterrâneos, tem relação com o meio geológico onde houve a perfuração dos poços, isso implica dizer que níveis abaixo dos estabelecidos pela legislação indicam baixa concentração de minerais na água. De acordo com a **Tabela 4**, o parâmetro supracitado apresentou a média de 138,49mg/L, deste modo todos os artigos obtiveram os valores na faixa estabelecida pela portaria do MS, que é de 500 mg/L.

3.6 Condutividade

Condutividade é a capacidade de conduzir uma corrente elétrica e é dependente da concentração dos íons presentes na solução. Para Carvalho et al. (2017), quanto maior a concentração iônica da solução, maior a capacidade em conduzir corrente elétrica. Em relação a este parâmetro observou-se nos artigos que todos que realizaram a análise do

mesmo obtiveram como resultado um valor acima do padrão estabelecido pela portaria, uma média de 390,32, sendo o artigo 10 o maior valor encontrado.

3.7 Cloreto

O Cloreto é o mais comum ânion inorgânico encontrado em águas e efluentes. Sua concentração depende de fatores geológicos e geográficos. Está presente na forma de cloreto de sódio, cálcio e magnésio. De acordo com a portaria o valor máximo permitido é de 250 mg/L. Em relação a este parâmetro a média obtida foi de 38,10 mg/L, deste modo todos os artigos que realizaram a análise de cloreto apresentaram resultados dentro do padrão. Para Carvalho et al (2017), as concentrações de cloreto provem da dissolução de sais, e em altas concentrações pode vir a apresentar um sabor salgado a água e ressaltam ainda que podem indicar a presença de água residuária.

3.8 Análise Microbiológica

PARÂMETROS	Padrão	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Coliformes Totais	Ausência em 100,0mL	3,0	40%	-	9,2 3,6	1,6 3,5	44,1	PREAUS	644	<OU> 1100	-
Coliformes Termotolerantes ou E. Coli	Ausência em 100,0mL	3,0	12%	0	9,2 3,6	1,6 4,7	14,4	AUS PRE	10	AUS	-

Tabela 5: Valores dos parâmetros microbiológicos da média dos resultados dos 10 artigos.

FONTE: Artigos científicos publicados nos anos de 2010 a 2019.

3.9 Coliformes Totais

Os parâmetros microbiológicos exigidos pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde, são de coliformes totais, coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli*. Numericamente, as amostras de água de fontes alternativas destinadas ao consumo humano podem ter a presença de coliformes totais, desde que haja a ausência de E.coli/100 mL, devendo ser monitorada a origem da ocorrência da provável contaminação e providenciar as medidas corretivas e preventivas. Coliformes totais (bactérias do grupo coliforme) - bacilos gram- negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tenso ativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a 35,0 ± 0,5 °C em 24-48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima β – galactosidase.

Dos 10 artigos usados neste trabalho apenas A1, A2, A5, A6, A7 e A8 mediram a presença significativa ou não de coliformes totais. O A1 fez coletas nos meses de maio e junho, e dos 8 poços verificados 4 apresentaram moderada presença de coliformes totais.

Para Paludo (2010), as elevadas temperaturas influenciaram a proliferação de microrganismos, que sua vez, causaram o aparecimento de coliformes totais. Esta conclusão foi precisa quando percebeu-se que no mês de junho a presença de coliformes foi quase nula. No A2, Costa et al (2012) concluíram que das 230 amostras analisadas, 92 (40%) apresentaram crescimento de coliformes totais devido à proximidade dos poços à esgotamentos sanitários e fossas sépticas. O A5 mostra um resultado alarmante de contaminação por coliformes totais, resultado já esperado. Segundo Carvalho et al (2017), por tratar-se de fontes brutas de água; por não receberem nenhum tipo de tratamento químico para desinfecção e nem possuir boas condições de transporte e armazenamento da água.

O A6 semelhantemente ao A1, pautou seus resultados em duas etapas: um no mês de março e outra no mês de abril. Na primeira amostragem Macedo et al (2017), perceberam um moderado quantitativo de coliformes totais devido a elevada temperatura da água no período da coleta, onde 8 dos 15 poços analisados constaram coliformes; já a segunda foi após um período chuvoso, o que pode esclarecer o fato de haver maiores quantidades de microrganismos nestas amostras se comparadas com a primeira amostragem, ocasionando no aparecimento de coliformes em todos os poços analisados por estes autores. Seguindo-se pela ótica dos padrões bacteriológicos da potabilidade da água para o consumo humano, já mencionado anteriormente, os dados do A7 de Oliveira et al (2018) evidenciaram que, dos 10 poços, 7 apontaram resultados positivos quanto à presença de coliformes totais e, somente 3 resultados negativos. O A8 de Sousa et al (2018), constatou que das 6 amostras analisadas, 5 estavam livres de contaminação por coliformes totais. E apenas uma detectou presença desse contaminante, a amostra 6, porém dentro do valor máximo permitido. Referente às amostras da água bruta dos poços artesianos do A9 de Brito (2019) observou-se que em 100% dos resultados houve presença de coliformes.

3.10 Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli*

Escherichia coli é o nome de uma bactéria que habita o intestino de animais endotérmicos, cuja presença pode indicar aspectos relativos à qualidade da água e de alimentos. A *E. coli* também pode provocar doenças, como infecções urinárias, diarreia, a colite hemorrágica e síndrome hemolítico-urêmica. Como já citado anteriormente, somente 8 artigos fizeram análise microbiológica. Dito isto, ver-se-á os resultados obtidos em cada um deles quanto a presença ou ausência de coliformes termotolerantes ou *E. Coli*.

Paludo (2010) no A1, justifica a presença de *E.coli* também pela elevada temperatura do mês de março, e localização dos poços; uma vez que em julho houve resultado favorável, ou seja, ausência desse agente microbiológico. O A2 apresentou grande percentual de coliforme total, e somando apenas 28 (12,2%) de *Escherichia coli*, justificada por Costa et al (2012), pela falta de localização adequada para perfuração dos poços. O A3 de Igino (2014), apresentou ausência de *E. Coli* em todas as amostras analisadas. Para Zerwes et al (2015), a contaminação por *E.coli* no A4 se deu pela aproximação de lavouras e por possuir poços

usados por animais. Já o A5 nos chamou a atenção, uma vez que todos os poços analisados apresentaram grandes concentrações de *E.coli*. Para Macedo et al (2017), a contaminação por *E.coli*, no A6, pode ter ocorrido por conta da utilização de fertilizante orgânico (fezes de suínos ou gado, cama aviária) no solo onde os poços estão localizados.

Quanto à presença de coliformes termotolerantes, no A7, cinco poços obtiveram resultados positivos e outros cinco resultados negativos. Dessa forma, segundo Oliveira et al (2018), 70 % das amostras coletadas se encontraram em desacordo com o preconizado pela Portaria do Ministério da Saúde em relação ao padrão microbiológico de coliformes totais e termotolerantes. Com base nos dados de Brito (2019) foi possível verificar que 100% das amostras analisadas resultaram na ausência de *Escherichia Coli*, no A9.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos, as análises dos parâmetros físico-químicos (pH, Cor, turbidez, dureza total, condutividade e cloreto) dos artigos em estudo, indicaram que a maioria das amostras apresentavam valores dentro dos padrões aceitáveis de potabilidade estabelecidos pela portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, com exceção dos artigos que mostraram valores fora dos padrões como o A4 o qual apresentou alteração na turbidez, A7 no pH e A10 em cor, turbidez e condutividade, sendo este último o que apresentou a maior quantidade de parâmetros em desacordo com as normas brasileiras. Com base nos resultados microbiológicos, observou-se um alto índice de contaminação das águas dos poços, a maioria constatando a presença de contaminantes não permitidos pelos padrões de potabilidade. Supõe-se que tais resultados estejam relacionados com a construção nos poços próximos à esgotamentos sanitários e fossas sépticas e alguns relacionados ao período chuvoso. Quanto a análise específica de *E. coli*, observou-se que no A1, A2, A4, A6 e A7 houve a presença desta bactéria, estando em desacordo com os padrões estabelecidos pela legislação vigente. A presença de *E.coli*, ocorre em casos de contaminação da água por esgotos, matéria orgânica em decomposição, poços usados por animais e em localização inadequadas.

Dessa forma vê-se a necessidade de implementar medidas que visam a gestão do uso de águas de poços, pois percebe-se através desta pesquisa que houve contaminação da água dos poços analisados e que o consumo dessa água pode ser fonte de contaminação e disseminação de doenças.

REFERÊNCIAS

BRAGA, B.et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall,2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Portaria n .2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Disponível em:<http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em:22 set. 2019.

BRITO, Kildery Pedrosa de. **Qualidade da água de poços artesanais das comunidades rurais Aroeiras e Pau Ferro em São José de Piranhas – PB, Cajazeiras, 2019**. Disponível em :< <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/xmlui/handle/riufcg/11002>>. Acesso em: 22 ago. 2020.

CARVALHO, Ana Paula Monteiro et al. **Avaliação dos parâmetros de qualidade da água de abastecimento alternativo no distrito de Jamacaru em Missão Velha-CE**. Disponível em :< http://www1.sp.senac.br/hotsites/blogs/revistainiciacao/wp-content/uploads/2017/11/4-226_IC_ArtigoRevisado.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2020.

COSTA, Cecília Leite et al. **Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em poços do estado do Ceará, Brasil**. Disponível em :< <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/seminario/article/view/10469>>. Acesso em: 27 jul.2020. doi:<http://dx.doi.org/10.5433/1679-0367.2012v33n2p17>.

CRUZ, Helena Marcia da. **Análises Microbiológicas e Físico-Químicas: Conceitos paraGestão Ambiental**. São Paulo:Editora Érica, 2014.

FERREIRA, A. N. P.et al. Águas Subterrâneas: um recurso a ser conhecido e protegido. **Ministério do Meio Ambiente, Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, Petrobras**,Brasília, DF, 2007.

GIL, Antonio Carlos. Métodos e técnicas de pesquisa social. 6. ed. –São Paulo: Atlas, 2008.

IGINO, Lucas Vicente. **Análise Microbiológica e Físico-Química da Água dos poços artesanais do bairro água da Jacutinga, na Cidade de Andirá – PR**. Disponível em :< <https://cepein.femanet.com.br/BDigital/arqTccs/1011290343.pdf>>. Acesso em 22 de ago.2020.

MACEDO, Tatiane de Lourdes; REMPEL, Claudete; MACIEL, Mônica Jachetti. **Análise físico-química e microbiológica de água de poços artesanais em um município do Vale do Taquari-RS. Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 58-65, jan. 2018. ISSN 1982- 6753. Disponível em:<<https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/10447>>.Acesso em: 08 ago. 2020 . doi:<https://doi.org/10.17058/tecnolog.v22i1.10447>

OLIVEIRA, Michael Machado et al. **ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE ÁGUAS DE POÇOS ARTESIANOS DE USO INDEPENDENTE**. *Revista Gestão &Sustentabilidade Ambiental*, [S.l.], v. 7, n. 3, p. 624-639, out. 2018. ISSN 2238-8753. Disponível em:<http://portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/6971/4078>.Acessoem:08ago.2020.doi:<http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e32018624-639>.

PALUDO, Diego. **Qualidade da água nos poços artesanais do Município de Santa Clara do Sul. Univates**. Disponível em:<<http://hdl.handle.net/10737/458>>. Acesso em :08. Ago. 2020.

RICHTER, Carlos A.; NETTO, José M. de Azevedo. **Tratamento de água: tecnologiaatualizada**. São Paulo: Blucher, 2011.

SILVA, Aldeni Barbosa da et al. **Química ambiental: monitoramento físico-químico da água de um poço artesiano na cidade de Remígio-PB.** Disponível em:<<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29583>>. Acesso em: 27 jul.2020. doi: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i3.29583>.

SOUZA, Waltencir Balbino de et al. **Mapeamento e avaliação da potabilidade de água proveniente de fontes alternativas de captação na cidade de Astolfo Dutra.**

Disponível em: < <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29179>>. Acesso em: 27 jul.2020. doi: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29179>

ZERWES, Cristian Mateus et al. **Análise da qualidade da água de poços artesianos do município de Imigrante, Vale do Taquari/RS.** Ciência e Natura, Santa Maria, v. 37 n.4 set-dez.2015, p. 651-663. ISSN : 0100-8307 ISSN on-line: 2179-460X 10.5902/2179460X17385. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/304198965_Analise_da_qualidade_da_agua_de_pocos_artesianos_do_municipio_de_Imigrante_Vale_do_TaquariRS>. Acesso em: 22 ago.2020.

OS INDICADORES AMBIENTAIS: MELHORIA NA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Data de aceite: 01/10/2021

Yasmin Rodrigues Gomes

Hidrossur – Soluções Ambientais
Rio de Janeiro – RJ

Lilian Levin Medeiros Ferreira da Gama

Hidrossur – Soluções Ambientais
Rio de Janeiro – RJ

RESUMO: O ritmo em que as sociedades vêm se desenvolvendo até o presente momento, é única na história da humanidade, nunca suas ações alteraram tanto as dinâmicas naturais, causando danos irreversíveis para o ecossistema. A poluição hídrica, oriunda das ações humanas, é um debate central no cotidiano atual, pois gradualmente a qualidade e a quantidade dos corpos hídricos apresentam níveis de contaminação. Desta maneira, os indicadores ambientais se tornaram um importante recurso para avaliação da qualidade dos recursos naturais, principalmente a água, pois se trata de um recurso de grande importância social, ambiental e econômica.

PALAVRAS-CHAVE: Indicadores ambientais, poluição hídrica, qualidade da água.

THE ENVIRONMENTAL INDICATORS: IMPROVEMENT IN WATER QUALITY FOR HUMAN CONSUMPTION

ABSTRACT: The pace at which societies have been developing up to the present moment is unique in the history of mankind their actions have never altered natural dynamics so much,

causing irreversible damage to the ecosystem. Water pollution, resulting from human actions, is a central debate in today's daily life, as gradually the quality and quantity of water bodies present levels of contamination. In this way, environmental indicators have become an important resource for assessing the quality of natural resources, especially water, as it is a resource of great social, environmental and economic importance.

KEYWORDS: Environmental indicators, water pollution, water quality.

1 | INTRODUÇÃO

A discussão sobre as problemáticas ambientais a cada ano vem se intensificando, a busca por tecnologias que auxiliem na minimização dos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas se tornou pontos centrais em conferências. A busca por tecnologias e/ou mecanismos que transforme completamente a relação sociedade e natureza nos dias atuais são fundamentais para diminuir a pressão que os recursos naturais vêm sofrendo pelo uso inconsciente dos setores sociais e econômicos.

Dentre os recursos naturais, a água é à base da vida na Terra, estando em todos os seguimentos da vida humana, desta maneira a poluição hídrica é uma grande problemática dos tempos atuais, pois coloca em risco não só as atividades econômicas, mas também a vida e a saúde dos seres vivos. Ao longo do século o consumo de água aumentou em pelo menos seis vezes, e passa subir 1% ao ano (GUTERRES,

2020).

De acordo com autor acima, países que já tem problemas com acessibilidade de água, serão mais afetados por causa das mudanças climáticas. A contaminação da água por patógenos tende a aumentar ao longo dos anos, causando profundos impactos na produção de alimentos, na saúde física e mental das pessoas.

Os impactos ambientais põem em risco a potabilidade dos corpos d'água que podem futuramente causar doenças nas populações que consumam esta água imprópria, diante disso se faz necessário a busca de medidas que contribuam na identificação desses poluentes, servindo também como norteador de políticas públicas eficazes para a sociedade. Os indicadores ambientais podem ser uma essencial ferramenta na obtenção de informações que permita compreender a qualidade da água, visto que sua qualidade e quantidade dependem da forma que a humanidade vem utilizando (CUNHA E SILVA et al, 2017). A coleta de informação, por meio dos indicadores ambientais, contribui como base no reconhecimento sobre o estado da água, assim orientando gestores na tomada de decisão que vise à sustentabilidade nos segmentos sociais, econômicos e ambientais.

A Organização das Nações Unidas – ONU estabelece objetivos de desenvolvimento sustentável para impulsionar práticas ecológicas em diversos países com a finalidade de possibilitar o progresso socioeconômico sem prejudicar as reservas ambientais, dentre os 17 objetivos de desenvolvimento sustentável – ODS e as 169 metas, o sexto objetivo “Água potável e saneamento”, relembra que a promoção da universalização do acesso a água potável e saneamento adequado são sinônimos de uma sociedade igualitária e livre de doenças.



Figura 1: Objetivo de Desenvolvimento Sustentável. Fonte: blog eSolidar.

Os indicadores ambientais ou indicadores sustentáveis são dados estatísticos com o objetivo de fornecer informações quantitativas sobre ocorrências no meio ambiente, causados por algum evento natural ou antrópico, a fim de influenciar as decisões dos gestores públicos e/ou privados de modo eficiente.

“Para a Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (2006), um indicador de sustentabilidade ambiental pode ser entendido como a representação de um conjunto de dados, informações e conhecimentos acerca de determinado fenômeno urbano/ambiental capaz de expressar e comunicar, de maneira simples e objetiva, as características essenciais (ocorrência, magnitude e evolução, entre outros aspectos) e o significado (efeitos e a importância socioambiental associada) desse fenômeno aos tomadores de decisão e à sociedade em geral.”(SEI-Ba apud AGRA FILHO et al. 2020).

Embora não haja um procedimento padrão para os indicadores ambientais, se faz importante o estabelecimento de diretrizes que contribuam em um modelo eficiente para a coleta de informações sobre a qualidade dos recursos ambientais, a fim de obter melhores informações sobre a qualidade da água e a relação que as atividades antrópicas, como suas fontes e tipos de contaminantes, assegurando uma melhor medida a ser adotada.

Ainda não se tem um modelo ideal que possibilite mensurar os impactos ambientais. Existem, porém, opções disponíveis para seleção e desenvolvimento de indicadores, como os modelos Esquema para o Desenvolvimento de Estatísticas Ambientais (EDEA) e PressãoEstado-Resposta (PER). (MATTAR, J. N. et al, 2009).

No entanto, algumas características para os indicadores ambientais foram estabelecidos pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – ODCE, sendo eles: a) relevância; b) consistência; c) mensurabilidade. Apesar de não haver um padrão nos procedimentos dos indicadores ambientais, FIDALGO (2003) em sua tese de doutorado, apresenta possíveis modelos de classificação de indicadores ambientais, sendo um deles:

- Modelo Pressão-Estado-Resposta desenvolvido pela ODCE que é aceito internacionalmente. Que evidencia as ligações entre Estado dos recursos ambientais, Sociedade e sua resposta, orientando os tomadores de decisão.

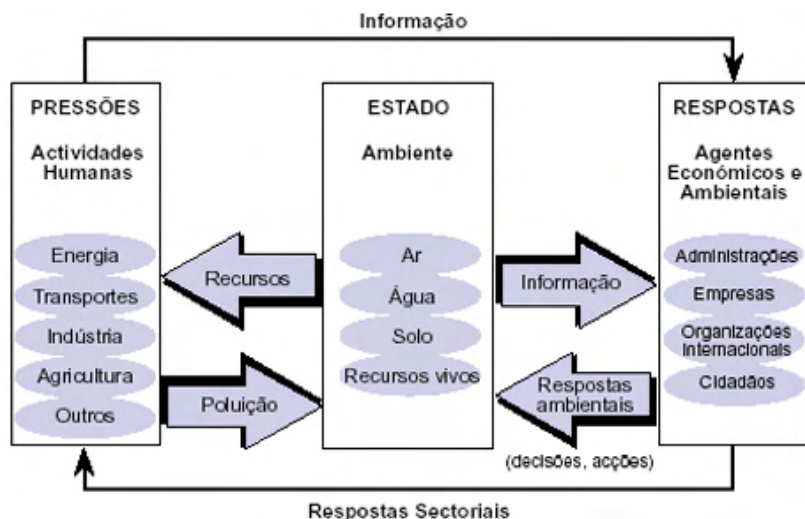


Figura 2: Estrutura conceitual do Modelo PER da OCDE.

Fonte: Gestipolis.

Como afirmado ao longo do artigo, a água é um recurso de extrema importância para a sobrevivência das espécies, por isso um planeamento adequado evitaria desperdícios, aplicando um gerenciamento integrado com medidas de curto, médio e longo prazo que são etapas importantes no conceito de gestão, sendo um instrumento organizativo de prevenção de problemas presentes e futuros. O gerenciamento deve se atentar em satisfazer as necessidades de água em suas diversas utilizações para a sociedade, tendo como princípio a preservação desse recurso natural (OLIVEIRA, 2017). A tabela abaixo apresenta tópicos que podem ser considerados no levantamento de dados como indicadores ambientais no gerenciamento da água sejam para consumo ou para conservar e preservar as reservas naturais.

Indicadores para variável água		
Indicador de água	Unid. Medida	Referência
Realizar iniciativas pontuais para a redução do consumo de água	Quant. ano ¹	ETHOS
Respeitar os limites de retirada de água e de outorgas	Quant. ano ¹	ETHOS
Atender à legislação de destinação adequada de efluentes	Quant. ano ¹	ETHOS
Realizar campanhas com empregados que visam à diminuição no consumo de água	Quant. ano ¹	ETHOS
Realizar ações para instalação de dispositivos economizadores de água ou novas tecnologias	Quant. ano ¹	ETHOS
Ter indicadores para o monitoramento contínuo do seu consumo de água, visando a sua redução	Quant. ano ¹	ETHOS
Ter indicadores para o monitoramento contínuo da sua geração de efluentes	Quant. ano ¹	ETHOS
Ter planos de ação formalizados para reduzir o consumo de água de geração de efluentes	Quant. ano ¹	ETHOS
Usar seu plano de redução de consumo de água como referência para desenvolvimento ou reformulação de produtos, remuneração de empregados e prestação de contas	Quant. ano ¹	ETHOS
Monitorar o consumo de água e realiza análises de redução de custos operacionais	Quant. ano ¹	ETHOS
Realizar investimentos para o reuso de água ou capacitação de água da chuva para ser utilizada em seus processos	Quant. ano ¹	ETHOS
Estabelecer metas e indicadores de redução do consumo de água que devam ser atendidos por sua cadeia de suprimentos	Quant. ano ¹	ETHOS
Monitorar junto à cadeia de valor os benefícios ou impactos negativos decorrentes do consumo de água	Quant. ano ¹	ETHOS
Calcular e incluir o valor dos benefícios ou impactos negativos em seu processo de tomada de decisão	Quant. ano ¹	ETHOS
Quantidade água reutilizada	m ³	ISSO
Programa de conservação da água	Nº/ano	GreenMetric
Programa de reciclagem de água	Nº/ano	GreenMetric
O uso de aparelhos eficientes de água	Nº existentes nº instalados	GreenMetric
Água tratada consumida	m ³ /ano	GreenMetric
Eliminação de esgotos	Quant. ano ¹	GreenMetric
Instalar vários retrofits de conservação de água, tais como sensores de equipamento para canalização de baixo fluxo	Nº. disp. Instalados	Report Card
Diagnosticar e classificar as condições atuais de oferta de água que garantam o atendimento das demandas para abastecimento	Adimensional (situação de oferta de água)	PNIA
Avaliar o percentual da população efetivamente atendida pelos serviços de abastecimento de água em relação à totalidade da população	Pop. Atendida Pop. Total	PNIA
Consumo total de água	m ³ /ano	Fiesp
Volume total de efluentes líquidos	m ³ /ano	Fiesp

Tabela 1. Indicadores ambientais para variável água. Fonte: OLIVEIRA, 2017

Os tópicos abordados na tabela são necessários para uma coleta de dados que possibilite uma melhor percepção sobre o consumo da água e de que maneira estão sendo utilizados pela sociedade, pois de acordo com a Agência Nacional de Água e Saneamento - ANA se fundamentar apenas no Índice de Qualidade da Água- IQA não é o suficiente, pois o mesmo apresenta limitações, visto que o IQA não analisa parâmetros relevantes para o abastecimento público, como substâncias tóxicas, patogênicos e outros tipos de substâncias que influenciem as propriedades organolépticas da água. Logo juntar ambos os parâmetros avaliativos pode ser essencial para um gerenciamento integrado efetivo.

O presente trabalho objetiva discutir a segurança da água para o consumo, partindo da premissa da universalização da água e colaborar com a reflexão da grande influência que os recursos hídricos possuem sobre todas as esferas da sociedade, ressaltando que a diminuição dos recursos hídricos pode provocar um colapso social, econômico e ambiental; por fim, apresentar os indicadores ambientais como ferramenta primordial para coleta de informações que ajudem na elaboração de medidas que minimizem os impactos causados pelas atividades antrópica, protegendo o ecossistema.

OBJETIVOS

Apresentar a importância dos indicadores ambientais para a melhoria na qualidade da água para consumo humano.

METODOLOGIA

Para elaboração do presente trabalho foi utilizado pesquisa de material bibliográfico para o desenvolvimento do texto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em nível de elucidação do trabalho, apresentamos o resultado de três (03) pesquisas que utilizaram os indicadores ambientais como ferramenta para monitorar os índices de qualidade da água e contribuir para análise de uma gestão integrada, tendo como interesse o abastecimento e contribuindo para tomada de decisão dos poderes públicos e privados na gestão do recurso hídrico.

De acordo com MATTAR et al (2009) em seu trabalho sobre indicadores ambientais no reservatório de Passaúna/PR para identificar e classificar os contaminantes potenciais da região, onde foi empregado itens como: população prevista; fontes de poluição; área urbana; consumo de água; agrotóxicos; tratamento de esgoto servindo como alguns dos indicadores para pesquisa, que identificou que a região teve um comprometimento ambiental muito forte, exibindo a urgência de uma resposta da comunidade que reside na localidade para contenção da degradação ambiental do reservatório. A metodologia empregada foi

à utilização de cálculos de concentração de poluidores em seções de uma localidade e a potencialidade degradativa de cada um, fundamentado pelo método de Mudge para análise e classificação dos potenciais poluidores, tendo como intenção de facilitar a análise ambiental, fornecendo recursos para um debate e planejamento ambiental adequado.

No caso estudado por SILVA et. al (2017) onde apresenta os indicadores ambientais para verificar a naturalidade da paisagem no manancial do Rio Monjolinho/SP, foi empregado a utilização de mapas e os índices de qualidade de água, de urbanidade e de qualidade ambiental dos recursos hídricos, afim de compreender como as atividades antrópica alteraram a qualidade da água do manancial, o estudo de caso evidenciou que 91,46% da área da bacia estava em uma situação de degradação das paisagens naturais, resultando na perda da capacidade da bacia em prestar serviços ecossistêmicos, afetando diretamente o abastecimento de água na cidade de São Carlos. Os índices aplicados vão esclarecer que a área mais critica tinha influência das atividades agrícolas e da área urbana que se encontravam mais próxima, essa análise pode contribuir para melhoria na qualidade ambiental por meio de medidas que priorizem o planejamento urbano, principalmente em áreas adjacentes ao manancial.

A dissertação de mestrado de RUFINO (2002) apresenta como os indicadores ambientais auxiliam na avaliação da qualidade ambiental da água do município de Tubarão/SC, expõe que o desenvolvimento econômico, contribui na ocupação irregular do solo, devido o aumento populacional, que por consequência se torna uma das principais causas da degradação da qualidade do corpo hídrico a destinação do esgoto cloacal. Nesse contexto, os indicadores ambientais transmitem de forma sistemática e organizada informações de caráter técnico e científico que podem ser assessorar na organização de medidas que minimizem os impactos ambientais causados nesses espaços.

Os estudos de caso explanados no trabalho demonstram como os indicadores ambientais são ferramentas essenciais para identificar e classificar agentes poluentes que causam degradação ambiental, desta forma orientando possíveis medidas que possam ser implementadas por gestores públicos e/ou privados para melhorar a qualidade da água para o consumo humano.

2 | CONCLUSÃO

Como previsto pelos pesquisadores da ONU e debatido em inúmeras conferências, há possibilidade de em 2050, apenas metade da população mundial ter acesso à água. Essa informação expõe o quão a relação das atividades humanas vem causando distúrbios alarmantes para os ciclos naturais que compõem o planeta azul. Os indicadores ambientais são informações relevantes ao elucidar como as atividades humanas contribuem para o aumento da poluição ambiental, portanto a utilização dessas informações coletadas através dos indicadores ambientais possibilita o desenvolvimento de medidas que atuem

contra os impactos causados nos meios naturais e incentiva a criação de novas tecnologias mais eficientes. Esses dados são instrumentos necessários para tomada de decisões que objetivam a construção de um futuro para as gerações atuais e futuras.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO – ANA. Indicadores de Qualidade – **índice de qualidade das águas (IQA)**. **Site Portal da Qualidade das águas**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#>>. Acessado em: 24 de mar. de 2021.

AGRA FILHO, S. S.; MARINHO, M. M. de O.; DOS SANTOS, R. de A. S. **Indicadores de sustentabilidade ambiental urbana: uma análise comparativa com os indicadores nacionais propostos para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. Bahia Análise & Dados, Salvador, v. 29, n. 2, p. 195-213, 2020. EISSN 2595-2064. Disponível em: <<https://publicacoes.sei.ba.gov.br/index.php/bahiaanaliseedados/article/view/242>>. Acessado em: 17 de mar. de 2021.

CUNHA e SILVA, D. C., ALBUQUERQUE FILHO, J. L., OLIVEIRA, R. A., LOURENÇO, R. W. **Aplicação de indicadores ambientais para análise da água em bacias hidrográficas**. Revista Brasileira de Geografia Física v.10, n.02, 2017. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/viewFile/233968/27432>>. Acessado em: 10 de mar. de 2021.

FIDALGO, E. C. C.. **Critérios para a análise de métodos e indicadores ambientais usados na etapa de diagnóstico de planejamentos ambientais**. Campinas, SP: [s.n.], 2003. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/257634>>. Acessado em: 25 de mar. de 2021.

GUTERRES, A. **No Dia Mundial da Água, Guterres lembra que cerca de 2,2 bilhões carecem de água potável**. ONU NEWS, 2020. Disponível em: <<https://news.un.org/pt/story/2020/03/1708162>>. Acessado em: 28 de fev. de 2021.

MATTAR NETO, J.; KRUGER, C. M. e D., M.. **Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna**. Eng. Sanit. Ambiente, 2009, vol.14, n.2, pp.205-213. ISSN1809-4457. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/esa/v14n2/a08v14n2.pdf>>. Acessado em: 13 de mar. de 2021.

OLIVEIRA, M. V. G. **Indicadores ambientais para as variáveis água, energia e resíduo sólido urbano para instituição de ensino**, 2017. Disponível em: <<https://memoria.ifrn.edu.br/bitstream/handle/1044/1175/ebook%20indicadores%20ambientais.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acessado em: 17 de mar. de 2021.

RUFINO, R. C. **Avaliação da qualidade ambiental do município de Tubarão (SC) através do uso de indicadores ambientais**. Dissertação de mestrado UFSC, 2002. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/82919/189517.pdf?sequence=1>>. Acessado em: 30 de mar. de 2021.

SILVA, F. L. et al. **Nat**

uralidade da paisagem verificada por meio de indicadores ambientais: manancial do Rio Monjolinho, São Carlos-SP. Revista Brasileira de Geografia Física v.10, n.3, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Luiz-Moschini/publication/318758951_Landscape_naturalness_verified_by_environmental_indicators_Monjolinho_River_manantial_Sao_Carlos-SP/links/598b574c0f7e9b07d21f65b3/Landscape-naturalness-verified-by-environmental-indicators-Monjolinho-River-manantial-Sao-Carlos-SP.pdf>. Acessado em: 30 de mar. de 2021.

COMPARATIVO FINANCEIRO DO CONSUMO DE ÁGUA EM ESCOLAS NAS MICRORREGIÕES SERGIPANAS

Data de aceite: 01/10/2021

Data de Submissão: 01/07/2021

Zacarias Caetano Vieira

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia de Sergipe
Aracaju – Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/1122013336575751>

Carlos Gomes da Silva Júnior

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia de Sergipe
Aracaju – Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/7860322544460441>

Rayana de Almeida Novais

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia de Sergipe
Aracaju – Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/3790298332084684>

Paulo Cicero de Jesus Carvalho

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia de Sergipe
Aracaju – Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/0603961538955358>

RESUMO: Desperdícios decorrentes de vazamentos e uso irracional de água pela comunidade escolar tendem a fazer as escolas apresentarem um elevado consumo de água. Tal situação gera a necessidade de ações para reduzir esses consumos excessivos. Recomenda-se que antes da adoção de qualquer medida neste sentido, seja realizado um levantamento

da situação do consumo de água nas escolas, sendo uma análise financeira do gasto da conta de água, uma forma rápida de realizar tal ação. Diante do exposto este artigo tem por objetivo calcular o custo per capita anual com água das escolas públicas do estado de Sergipe. Foram utilizadas 305 escolas. Com base na conta de água e no número de alunos matriculados no ano de 2019, calculou-se o Custo Per Capita (Cp) em R\$/aluno/ano. As escolas apresentaram custos que variaram de R\$ 3,12/aluno/ano, até 758,09/aluno/ano. Analisando as médias de cada microrregião, essas variaram de R\$ 30,98/aluno/ano (Microrregião Estância) até R\$ 108,49/aluno/ano (Microrregião Aracaju) resultando em uma média a nível estadual de R\$ 62,00/aluno/ano. Concluem-se que as escolas apresentam uma enorme diferença de custos entre si, e que as instituições com valores muito altos, sugerem a necessidade de uma avaliação mais acurada, para identificar as possíveis causas desses consumos tão elevados.

PALAVRAS-CHAVE: abastecimento de água; custo, uso racional.

FINANCIAL COMPARISON OF WATER CONSUMPTION IN SCHOOLS IN SERGIPANAS MICROREGIONS

ABSTRACT: Waste stemming from leaks and irrational use of water by the school community tends to make schools have a high consumption of water. This creates the need for action to reduce these excessive consumption. It is recommended that before the adoption of any measure in this sense, a survey of the situation of water consumption in schools is carried out, being

a financial analysis of the expenditure of the water bill, a quick way to perform such action. In view of the above, this article aims to calculate the annual per capita cost of water from public schools in the state of Sergipe. A total of 305 schools were used. Based on the water bill and the number of students enrolled in 2019, the Per Capita Cost (Cp) was calculated at R\$/student/year. The schools presented costs ranging from R\$ 3.12/student/year, up to 758,09/student/year. Analyzing the averages of each microregion, these ranged from R\$ 30,98/student/year (Estância Microregion) to R\$ 108,49/student/year (Aracaju Microregion) resulting in a state-wide average of R\$ 62,00/student/year. They conclude that schools have a huge cost difference between them, and that institutions with very high values suggest the need for a more accurate assessment, to identify the possible causes of such high consumption.

KEYWORDS: water supply; cost, rational use.

1 | INTRODUÇÃO

O consumo de água pode ser definido como o volume utilizado para atender as necessidades dos usuários somadas ao volume que é desperdiçado pela utilização inadequada ou perdido por diversos tipos de vazamentos (SILVA, 2016). Melo et al (2014) pontuam que o desperdício de água devido às perdas por vazamentos ou pelo mau uso é alto em escolas públicas, e Gonçalves et al (2005) corrobora essa afirmação apontando como causas dessa realidade a falta de sensibilização dos usuários, a não responsabilidade direta pelo pagamento da conta de água, e a inexistência ou ineficiência de um sistema de manutenção. Frente a essa realidade não devemos esquecer, que segundo relata Oliveira (2013) o ambiente escolar é um espaço favorável para o estudo das questões relacionadas ao consumo racional de água, por se tratar de um ambiente formador do caráter dos cidadãos, e também possuírem ferramentas para o levantamento do consumo de água, a percepção dos usuários para o uso racional e as patologias existentes que interferem no consumo. Nessa mesma linha de raciocínio Soares, Nunes e Silva (2017) sugerem que, antes de qualquer desenvolvimento de ações para redução do consumo de água nas edificações escolares, deve ser realizado um diagnóstico preliminar da situação da edificação, visando à identificação do padrão de consumo dessa tipologia predial.

Uma análise financeira, das contas de água das escolas, pode ser utilizada para realizar estimativas iniciais e oferecer valores de referência que norteiem a tomada de decisão quanto à implementação de programas de uso racional da água, de forma rápida e prática. Vieira e Brennand (2019) realizaram uma análise desse tipo em dois Campi Universitário: um da Universidade Federal de Campina Grande e em outro da Universidade Federal da Paraíba, chegando aos valores de relação anual de R\$ 23,67 e R\$ 184,81 por aluno matriculado, respectivamente, levando a conclusão que no segundo campus ocorre um desperdício hídrico.

Diante do exposto este artigo tem por objetivo calcular o custo per capita R\$/aluno/dia, com abastecimento de água nas escolas públicas da rede estadual do Estado de Sergipe

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Para realização desse trabalho foram escolhidas 305 escolas, inseridas no estado de Sergipe. Das 338 escolas da rede (SEED/SE) 33 não tinham os dados completos disponibilizados no site, e assim, não foram utilizados nesse trabalho. Conforme relata a SEPLAN (2008) o estado de Sergipe é dividido em 13 microrregiões geográficas (ver figura 01), que foram definidas por suas atividades econômicas e movimentos sociais. As microrregiões são as seguintes: Sergipana do Sertão de São Francisco, Carira, Nossa Senhora das Dores, Agreste de Itabaiana, Tobias Barreto, Agreste de Lagarto, Propriá, Cotinguiba, Japaratuba, Baixo Cotinguiba, Aracaju, Boquim e Estância

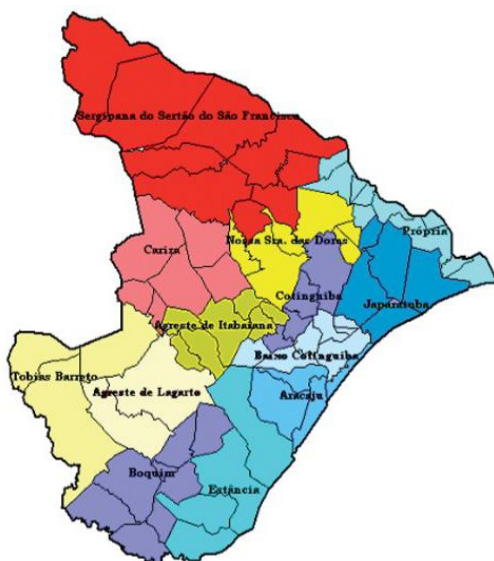


Figura 1 - Microrregiões sergipanas.

Fonte: Sergipe (2004) apud Rolim et al (2006).

2.2 Custo per capita anual

Para comparar os consumos de água das escolas sergipanas, consultou-se o site da Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe (SEED/SE) onde foram obtidos o valor anual pago a concessionária de água, e o número de alunos matriculados, no ano de 2019. Esses dados são aplicados na equação abaixo, para determinar o custo per capita com consumo de água na escola.

$$C_p = \frac{C.A \text{ (R\$)}}{N(\text{alunos})} \quad (1)$$

Onde:

Cp = Custo per capita anual com água (R\$/ aluno/ano)

C.A = Valor anual pago pela escola a concessionária de água (R\$);

N = número de alunos matriculados no ano letivo (aluno)

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Utilizando os dados disponibilizados pela Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe (SEED/SE), e aplicando na equação 1, calculamos o consumo per capita anual de água, realizando uma análise por microrregiões sergipanas (Figura 1). Os resultados são apresentados abaixo.

3.1 - Microrregião Nossa Senhora das Dores

Microrregião Nossa Senhora das Dores

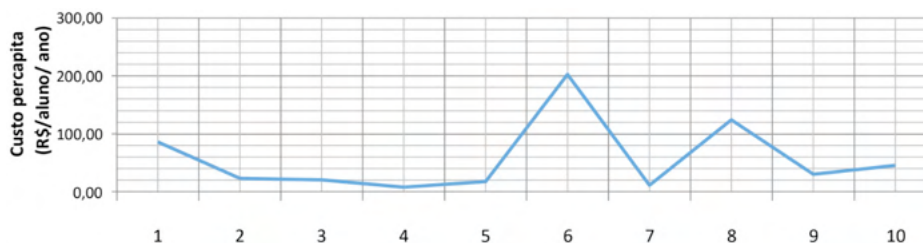


Figura 2 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Nossa Senhora das Dores, no estado de Sergipe.

Fonte: Os Autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 10 escolas. Os valores encontrados variaram de 8,18 R\$/aluno/ano até 202,56 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 57,24 R\$/aluno/ano.

3.2 Microrregião Agreste de Itabaiana

Microrregião Agreste de Itabaiana

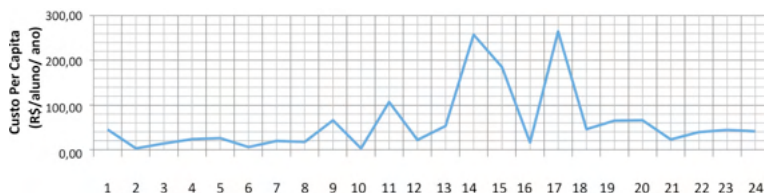


Figura 3 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião do Agreste de Itabaiana, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 24 escolas. Os valores encontrados variaram de 3,40 R\$/aluno/ano até 264,98 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 61,08 R\$/aluno/ano.

3.3 Microrregião Tobias Barreto

Microrregião Tobias Barreto

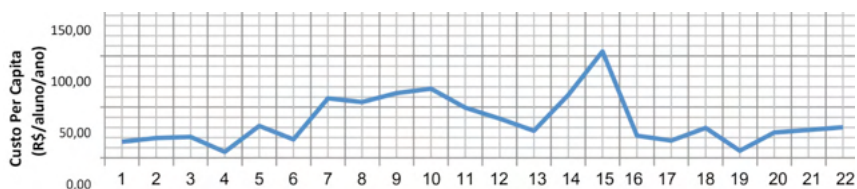


Figura 4 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião de Tobias Barreto, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 22 escolas. Os valores encontrados variaram de 5,50 R\$/aluno/ano até 104,45 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 35,93 R\$/aluno/ano.

3.4 Microrregião Agreste de Lagarto

Microrregião Agreste de Lagarto

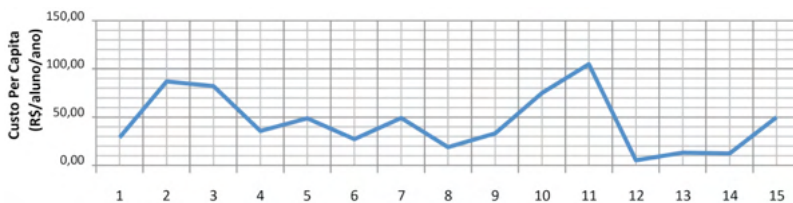


Figura 5 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Agreste de Lagarto, no estado de Sergipe

Fonte: Os autores (2020)

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 15 escolas. Os valores encontrados variaram de 5,46 R\$/aluno/ano até 105,04 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 44,81 R\$/aluno/ano.

3.5 Microrregião Boquim

Microrregião Boquim

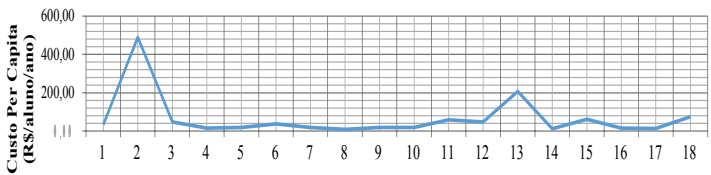


Figura 6 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Boquim, no estado de Sergipe

Fonte: Os autores (2020)

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 18 escolas. Os valores encontrados variaram de 9,98 R\$/aluno/ano até 489,27 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 67,35 R\$/aluno/ano.

3.6 Microrregião Estância

Microrregião Estância

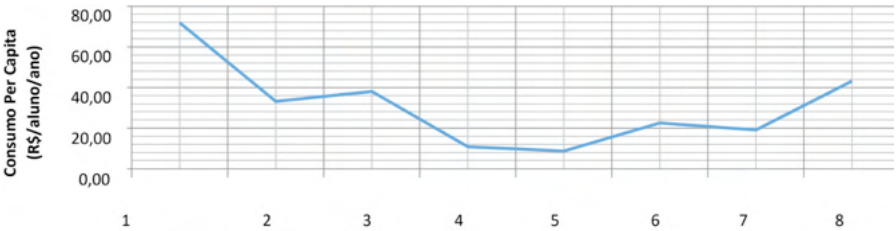


Figura 7 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Estância, no estado de Sergipe

Fonte: Os autores (2020)

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 8 escolas. Os valores encontrados variaram de 8,84 R\$/aluno/ano até 71,86 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 30,98 R\$/aluno/ano.

3.7 Microrregião Japaratuba

Microrregião Japaratuba

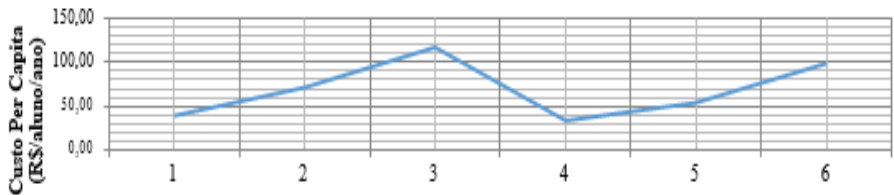


Figura 8 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Japaratuba, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 6 escolas. Os valores encontrados variaram de 33,27 R\$/aluno/ano até 117,69 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 69,04 R\$/aluno/ano.

3.8 Microrregião Baixo Cotinguiba

Microrregião Baixo Cotinguiba

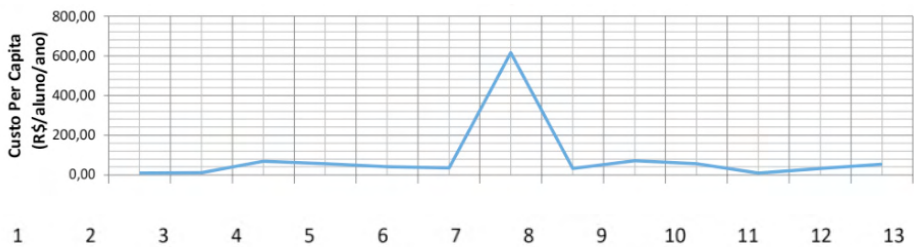


Figura 9 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Baixo Cotinguiba, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 13 escolas. Os valores encontrados variaram de 8,75 R\$/aluno/ano até 614,25 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 84,15 R\$/aluno/ano.

3.9 Microrregião Aracaju

Microrregião Aracaju

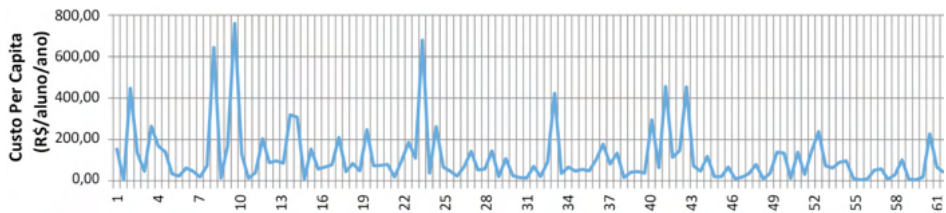


Figura 10 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Aracaju, no estado de Sergipe

Fonte: Os autores (2020)

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 120 escolas. Os valores encontrados variaram de 2,88 R\$/aluno/ano até 758,09 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 108,49 R\$/aluno/ano.

3.10 Microrregião Sergipana do Sertão do São Francisco

Microrregião Sergipana do Sertão de São Francisco

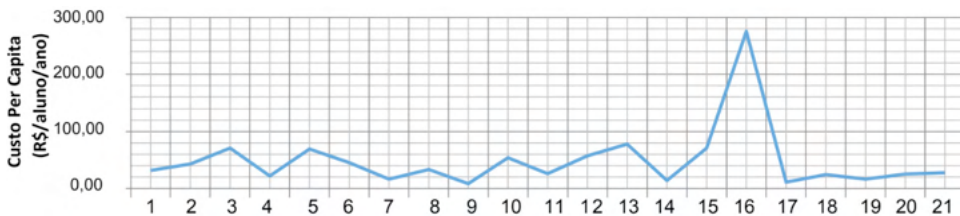


Figura 11 - Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Sergipana do Sertão do São Francisco, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 21 escolas. Os valores encontrados variaram de 7,82 R\$/aluno/ano até 247,71 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 48,14 R\$/aluno/ano.

3.11 Microrregião Carira

Microrregião Carira

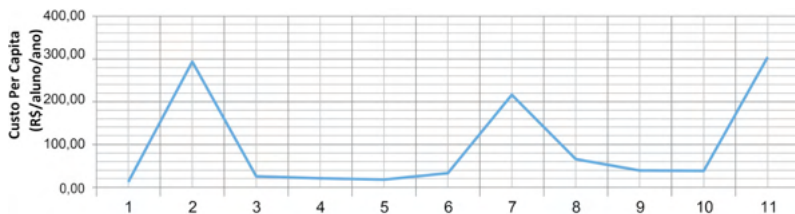


Figura 12. Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Carira, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 11 escolas. Os valores encontrados variaram de 13,49 R\$/aluno/ano até 304,49 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 97,39 R\$/aluno/ano.

3.12 Microrregião Propriá

Microrregião Propriá

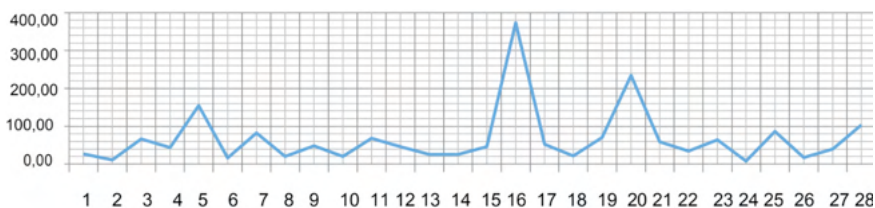


Figura 13. Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Propriá, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 28 escolas. Os valores encontrados variaram de 7,95 R\$/aluno/ano até 373,23 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 66,57 R\$/aluno/ano.

3.13 Microrregião Continguiba

Microrregião Continguiba

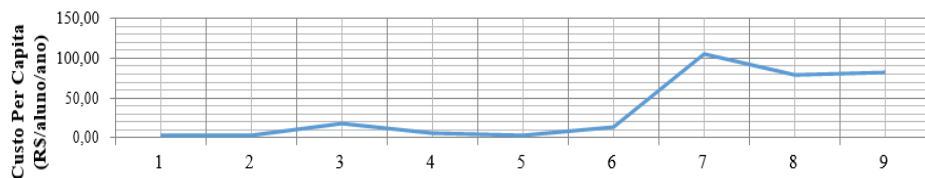


Figura 14. Custo per capita, da conta de água, em escolas estaduais da microrregião Cotinguiba, no estado de Sergipe.

Fonte: Os autores (2020).

Nessa microrregião foram analisadas as contas de água de 09 escolas. Os valores encontrados variaram de 3,12 R\$/aluno/ano até 105,09 R\$/aluno/ano resultando em uma média de 34,89 R\$/aluno/ano.

4 | CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

- Não houve uma grande variação dos valores médios em cada microrregião, sendo a maior média (Aracaju) três vezes maior do que a menor média (Cotinguiba);
- Dentro de cada microrregião, os valores mínimo e máximo se apresentaram muito discrepantes, variando de 70,2 vezes (Japaratuba) até 263,23 vezes (Aracaju), merecendo uma investigação mais aprofundada o porquê dessas diferenças;
- Escolas que apresentaram valores muito acima da média merecem uma avaliação mais acurada, para identificar as possíveis causas desses consumos tão elevados;
- Análises financeiras como a apresentada neste trabalho, servem para de forma rápida e prática, avaliarmos o uso da água nas escolas, norteando a tomada de decisão quanto à implementação de programas de uso racional da água, principalmente nas escolas que apresentaram valores muito acima da média.

REFERÊNCIAS

ESTADO DE SERGIPE. **Sergipe em dados**. Aracaju: SEPLAN/SUPES, 2008.

GONÇALVES, O.; ILHA, M.; AMORIM, S.; PEDROSO, L. Indicadores de uso racional de água para escolas de ensino fundamental e médio. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.5, n.3, p.35- 48, jul/set, 2005.

MELO, N. A.; SALLA, M. R.; OLIVEIRA, F. R. G. de; FRASSON, V. M. **Consumo de água e percepção dos usuários sobre o uso racional de água em escolas estaduais do triângulo mineiro**. Ciência & Engenharia, jul-dez, 2014.

OLIVEIRA, F. R. G. **Consumo de água e percepção dos usuários para o uso racional de água em escolas estaduais de Minas Gerais**. 2013. 193 f. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

ROLIM, C.; ANDRADE, J. R. de L.; SANTANA, J. R. de; MELO, R. O. L. de. Construção de Indicadores de Pobreza: Aplicação do Índice de Pobreza Humana Municipal no Estado de Sergipe. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 37, n. 4, p. 512-529, 2006.

ESTADO DE SERGIPE. **Sergipe em dados**. Aracaju: SEPLAN/SUPES, 2008.

SERGIPE. SEED - Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura. **Nossas escolas**. Disponível em: <<https://seed.se.gov.br/redeEstadual/escolas-rede.asp>>. Acesso em: 18 mai. 2020.

SILVA, S. R. **Consumo de água em escolas públicas: uma referência para o município do Recife**. Trabalho original (Engenharia Civil) Universidade de Pernambuco, Escola Politécnica, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016. 66f.

SOARES, A. E. P.; NUNES, L. G. C. F.; SILVA, S. R. da. Diagnóstico dos Indicadores de Consumo de Água em Escolas Públicas de Recife-PE. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [s.l.], v. 13, n. 1, p.107-118, 1 jan. 2017. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista.

VIEIRA, A. K. F.; BRENNAND, E. J. de G. Estimativa do custo do abastecimento de água baseado no consumo de energia: estudo de caso na UFPB. **Revista Interscientia**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 39-53, 2 jul. 2019. Cruzeiro do Sul Educacional.

DIMENSIONAMENTO DE BARRAGEM PARA O ABASTECIMENTO DE SÃO MATEUS-ES

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 04/09/2021

Aloísio José Bueno Cotta

Universidade Federal do Espírito Santo,
Centro Universitário Norte do Espírito Santo,
Departamento de Ciências Naturais.
São Mateus – Espírito Santo
<http://lattes.cnpq.br/3298545143757892>

Renato Pereira de Andrade

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais,
Campus Juiz de Fora.
Juiz de Fora – Minas Gerais
<http://lattes.cnpq.br/0116697763506568>

Honerio Coutinho de Jesus

Universidade Federal do Espírito Santo, Centro
Ciências Exatas, Departamento de Química.
Vitória – Espírito Santo
<http://lattes.cnpq.br/7418271091830003>

Paloma Francisca Pancieri de Almeida

Doutoranda da Universidade Federal de
Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola.
Viçosa – Minas Gerais
<http://lattes.cnpq.br/4374052526992017>

RESUMO: O Rio São Mateus (RSM) é a principal fonte de abastecimento da cidade de São Mateus-ES, contudo nos períodos de estiagem prolongada a sua vazão é significativamente reduzida. Isto permite o avanço da intrusão salina (IS), de água marinha, pelo estuário ao ponto de comprometer a qualidade da água captada para

abastecimento público. A possibilidade de suprir a demanda municipal mediante a construção de um reservatório num dos cursos d'água no entorno da cidade é avaliada neste estudo. Constatou-se que a baixa disponibilidade hídrica do Rio Abissínia é insuficiente para atender a demanda projetada (Q_{reg} de 250 L/s) para o ano de 2050. Contudo a regularização de 40% da vazão média do Córrego Bamburral, com um reservatório de 7,0 hm³, é capaz de prover a vazão necessária para o abastecimento municipal. Considerando as dimensões de 8,5 m de altura e 183 m de extensão, o custo de construção da barragem foi estimado em 7,7 milhões de reais usando a função paramétrica para barragens de concreto. A proposta apresentada está alinhada com as recomendações do Plano Estadual de Recursos Hídricos para melhorar o abastecimento municipal por meio de investimentos em infraestrutura para preservação hídrica, e se assemelha, tanto em custo quanto em dimensões, a uma barragem recentemente construída em outra sub-bacia da região.

PALAVRAS-CHAVE: Reservatório, regularização de vazão, disponibilidade hídrica, SisCaH 1.0.

DAM SIZING FOR THE SUPPLY OF SÃO MATEUS-ES

ABSTRACT: The São Mateus River (SMR) is the main source of supply for the city of São Mateus-ES, however, in periods of prolonged drought its water flow is significantly reduced. This allows the advancement of saline intrusion (SI), of marine water, through the river's estuary to the point of compromising the quality of water collected for public supply. The possibility of meeting

the municipal demand through the construction of a reservoir in one of the watercourses around the city is evaluated in this study. It was found that the low hydric availability of the Abyssinia River is insufficient to meet the projected municipal demand (Q_{reg} of 250 L/s) for 2050. However, the regularization of 40% of the average flow of the Bamburral stream, with a reservoir of 7.0 hm³, can provide the necessary flow required by the municipality. Considering a height of 8.5 m and an extension of 183 m, the construction cost of the dam was estimated at R\$ 7,7 million using the parametric function for concrete dams. This proposal is in line with the recommendations of the State Water Resources Plan to improve municipal water supply through investments in infrastructure for water preservation. It resembles, in cost and dimensions, another dam recently built in a neighboring sub-basin.

KEYWORDS: Reservoir, flow regulation, water availability, SisCaH 1.0.

1 | INTRODUÇÃO

A região norte do Espírito Santo (ES) é periodicamente afetada por secas prolongadas devido a irregularidade do regime de chuvas (ALVALÁ *et al.*, 2019; FAVERO *et al.*, 2020), o que reduz a vazão de seus rios, e a descarga nos estuários (MARENGO *et al.*, 2017). Segundo Puppim *et al.* (2019), a região norte do ES apresenta a menor disponibilidade hídrica do estado e grande dificuldade para atender às demandas agropecuária e urbana. O que têm gerado conflitos pela água (Loss *et al.*, 2019; Novais *et al.* 2019), em oposição a Política Estadual de Recursos Hídricos que prevê sua gestão e uso compartilhados (ESPÍRITO SANTO, 2014).

O Rio São Mateus (RSM) é o principal manancial de abastecimento para os mais de 130 mil habitantes da cidade de São Mateus - ES (IBGE, 2019; COTTA *et al.*, 2021). Em seu baixo curso (entre a foz e a cidade,) o rio caracteriza-se pela ocorrência de processos flúvio-marinhos que permitem o avanço da intrusão salina (IS), uma vez que seu estuário está sujeito às marés oceânicas (VALE e ROSS, 2011).

Segundo o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de São Mateus a IS é agravada durante a maré cheia e em períodos de estiagem severa, como ocorrido entre 2015 e 2017, com índices pluviométricos de 25 a 50% inferiores à média histórica de 1.250 mm/ano (RAMOS *et al.*, 2016; ALVALÁ *et al.*, 2019). Tal fato implicou numa significativa redução na vazão do RSM, ao ponto de inviabilizar a captação de água para abastecimento público (Rede Gazeta, 2017).

No estudo de COTTA e JESUS (2021) foi demonstrado que quando a vazão do RSM decresce para valores inferiores a 10m³/s, a IS avança até o ponto da captação municipal (a prox. 40 km da foz), o que faz com que a água captada apresente níveis de cloreto superiores a 10.000 mg/L. Estes altos níveis de cloreto, na água do ponto de captação, se mantinham por vários meses acima de 250 mg/L em conflito com o estabelecido pela Portaria N° 888 do Ministério da Saúde (Brasil, 2021). O que levou ao racionamento no abastecimento e à decretação de estado de calamidade pública (DECRETO N° 8.839, 2017). As mesmas dificuldades para o abastecimento municipal se repetiram 2020 (DECRETO N° 11.806, 2020).

Considerando a dificuldade de captação de água para o abastecimento público em São Mateus, este estudo objetiva dimensionar e apontar um local para a construção de um reservatório capaz de atender a demanda hídrica municipal projetada para 2050.

2 | ÁREA DO ESTUDO, MATERIAIS E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do Rio São Mateus (Fig. 1) possui 13,5 mil km². O rio principal é formado pelos braços Norte e Sul, respectivamente, o Rio Cotaxé com 244 km de extensão, e o Cricaré de 188 km, cujas nascentes em Minas Gerais estão a cerca de 1000 m de altitude. A confluência dos braços ocorre no baixo curso da bacia, onde passa a se chamar Rio São Mateus. Em seus braços, ou em seu curso principal, o rio não possui barragens para regularização de vazão (ANA, 2010), apesar de propostas já terem sido formuladas (ACQUATOOL, 2009).

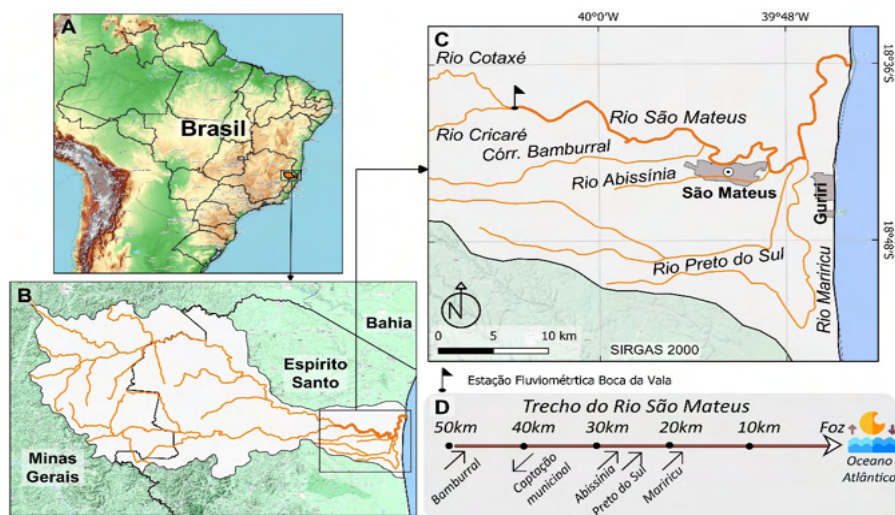


Figura 1. Área de estudo. A) Localização da bacia hidrográfica do RSM. B) Principais cursos d'água da bacia. C) Afluentes do RSM no trecho perto da foz. D) Diagrama unifilar com destaque para captação municipal, próxima da sede do município, e cursos d'água do trecho próximo à cidade de São Mateus-ES.

O Rio Preto do Sul apresenta severo comprometimento em sua disponibilidade hídrica devido ao grande número (centenas) de pequenos barramentos construídos para atender a demanda das culturas irrigadas desenvolvidas na região (Favero *et al.*, 2020). A sobre exploração dessa sub-bacia (292 km²) impede seu aproveitamento para o abastecimento municipal.

A sub-bacia do Córrego Bamburral (109 km²) tem ocupação agropecuária com dezenas de pequenos reservatórios para agricultura irrigada, contudo sem comprometer a

vazão do curso d'água como ocorre no Rio Preto do Sul.

No trecho próximo à cidade o Rio Abissínia (Fig. 1C) recebe a maior parte dos efluentes domésticos municipais, o que representa cerca de 70% de sua descarga no RSM (COTTA *et al.*, 2017), e impede seu total aproveitamento para abastecimento público.

Os registros da estação fluviométrica Boca da Vala, Figura 2, foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), e processados no software SisCaH 1.0 (Sistema Computacional para Análises Hidrológicas), conforme Tormentino *et al.* (2009). Verificou-se que a bacia do RSM apresenta vazão específica (Q_s) de 6,0 L/(km².s), vazão média de longa duração (Q_{mld}) de 71,5 m³/s e vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de recorrência ($Q_{7,10}$) de 3,5 m³/s. Considerando o índice pluviométrico médio na região de 1.250 mm/ano (ALVALÁ *et al.*, 2019), estima-se que o rendimento como escoamento da bacia é de 15,0% do volume precipitado.

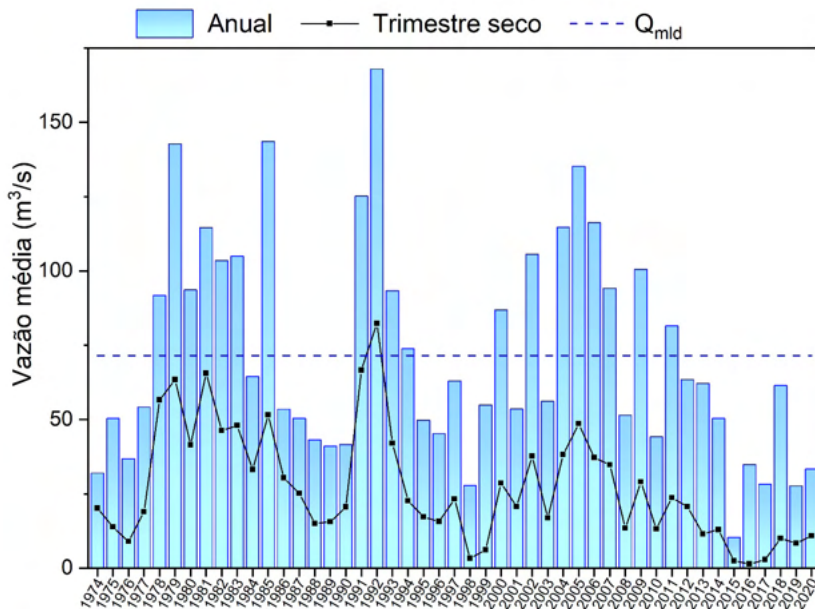


Figura 2. Vazão média anual, média do trimestre mais seco de cada ano e média de longa duração (Q_{mld}) calculadas com dados entre 01/09/1974 e 23/12/2020 da estação fluviométrica Boca da Vala (ANA, código: 55960000) instalada a 75 km da foz do RSM, à montante da frente de avanço da IS.

Na média, a sazonalidade natural do Rio São Mateus concentra 32% da descarga em dezembro e janeiro, e apenas 11% no trimestre seco crítico entre agosto e outubro. Com destaque para o intervalo 2015-2020, o qual apresentou vazão média 54% menor que o Q_{mld} , devido ao baixo volume de chuvas na bacia (Fig. 2). O que trouxe sérios problemas para o abastecimento público devido ao maior avanço da IS de água marinha pela calha do RSM nos períodos de seca.

A avaliação da disponibilidade hídrica das sub-bacias no entorno da cidade (Rio Abissínia e Córrego Bamburral) foi feita considerando-se a vazão média estimada com a função de regionalização ($Q_{média} = 0,00730 \times A^{0,9784}$, com A em km²), estabelecida COTTA e JESUS (2021), e a área de drenagem de cada porção das sub-bacias passíveis de barramento. Para o rio Abissínia, considerou-se apenas a porção à montante do trecho que recebe o despejo de efluentes. A área de contribuição de um reservatório no Rio Abissínia (35,6 km²) é capaz de prover uma vazão média de apenas 240 L/s, a qual é insuficiente para o abastecimento municipal. A área de contribuição no Córrego Bamburral (102,5 km²) oferece uma disponibilidade hídrica de 690 L/s, a qual é suficiente para atender a demanda do município. O local da barragem foi escolhido ao considerar a proximidade com a sede da cidade e a identificação de um ponto estreito na calha do Córrego Bamburral.

O SisCaH 1.0 foi também utilizado para estimar o volume útil de um reservatório no Córrego Bamburral capaz de prover uma determinada vazão regularizada (Q_{reg}), conforme a metodologia de “diferenças acumuladas” entre as vazões afluentes e as vazões regularizadas (TUCCI, 2012; PAIVA e PAIVA, 2016).

As vazões afluentes foram calculadas ponderando-se os registros da estação Boca da Vala pela área de contribuição do reservatório (102,5 km²) e área de drenagem da estação (11.973 km²), pois não há registros de medição de vazão para o Córrego Bamburral. Para gerar as séries de vazão do Córrego Bamburral multiplicou-se os registros diários de vazão da estação Boca da Vala pelo fator (102,5/11.973 = 0,00856), isto é, fez-se uma estimativa proporcional à área de drenagem.

No presente estudo, a determinação do volume de armazenamento objetivou garantir uma Q_{reg} suficiente para o abastecimento da população de São Mateus projetada para 30 anos. Atualmente a captação média é de 200 L/s e projeta-se que em 2050 seja de 250 L/s (SAAE, São Mateus-ES, comunicação pessoal, 10 janeiro de 2021), assim a Q_{reg} é de 250 L/s.

Os mapas de localização e cálculos de áreas alagadas, para diferentes cotas de inundação pelo reservatório, foram produzidos com o software QGIS (QGIS.org 2021) utilizando o modelo digital de elevação (MDE) disponível no sítio Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA, 2020).

A função paramétrica (Equação 1) para barragens de concreto (ELETROBRÁS, 2007) corrigida pelo Índice Nacional de Custo da Construção (INCC), acumulado até 07/2021, foi empregada para estimar os custos de construção da obra.

$$\text{Custo (R\$} \times 10^3 \text{)} = -3,64(H \cdot E)^2 + 1990,73(H \cdot E) \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que, H é a altura em metros, e E é a extensão da crista da barragem em quilômetros.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

As vazões médias mensais do Rio São Mateus e a projeção destas para gerar as

vazões estimadas para um reservatório no Córrego Bamburral, com área de contribuição de 102,5 km², são apresentadas da Figura 3.

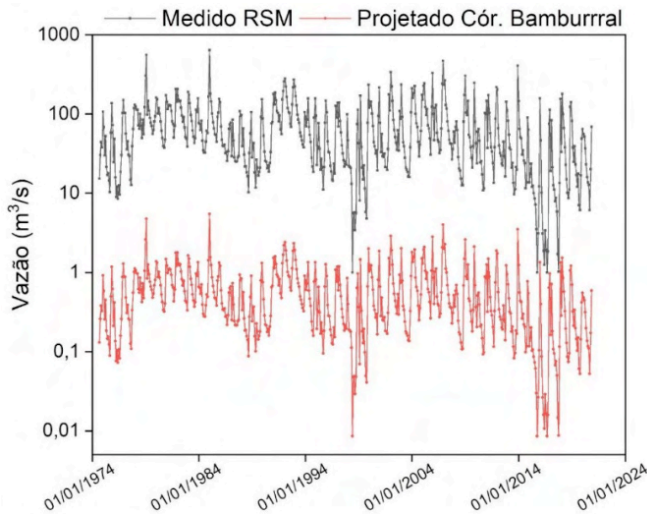


Figura 3. Vazões médias mensais para o Rio São Mateus (RSM) e a projeção das vazões afluentes ao reservatório alocado no Córrego Bamburral.

Com a série de vazões projetadas para o Córrego Bamburral, o software SisCaH 1.0 foi utilizado para calcular a relação entre o volume útil do reservatório e a vazão por este regularizada (Tab. 1). Foi considerada uma taxa de evaporação de 3 mm/dia (COTTA *et al.*, 2021), o que para 2/3 de um lago de 1,09 km² (PAIVA e PAIVA, 2016) implica em perdas de 6 L/s por evaporação.

$(Q_{reg}/Q_{média}) \times 100$	Q_{reg} (L/s)	Volume do reservatório (x106 m3)
5	31	0,3
10	66	1,0
15	101	1,7
20	135	2,4
25	170	3,4
30	205	4,5
35	239	5,8
40	274	7,6
50	345	13,8

Tabela 1. Relação entre vazão regularizada (Q_{reg}) e volume útil do reservatório

Um reservatório de $0,3 \times 10^6$ m³ (0,3 hm³) é capaz de prover uma Q_{reg} de 31 L/s, a qual equivale a 5,0% da vazão média ($Q_{média}$), Tabela 1. Já reservatórios de 5,8 e 7,6 hm³, proveem

Q_{reg} de 239 e 274 L/s. Um reservatório com volume útil de 6,4 hm^3 é indicado como capaz de prover a vazão regularizada desejada ($Q_{reg} \approx 250$ L/s), Figura 4A.

Para o dimensionamento do reservatório foi assumido um volume morto correspondente a cerca de 10% do volume útil. Assim o volume total do reservatório deve ser de 7,0 hm^3 . O volume deficitário gerado pela captação da vazão regularizada de 250 L/s, frente as vazões afluentes ao reservatório de 6,4 hm^3 , são apresentadas na Figura 4B. O reservatório teria esgotado todo seu volume útil apenas durante a seca de 2016, mas teria resistido as secas de 1976 e 1999 preservando aproximadamente 20% de seu volume útil. Na maior parte do tempo teria permanecido completamente cheio.

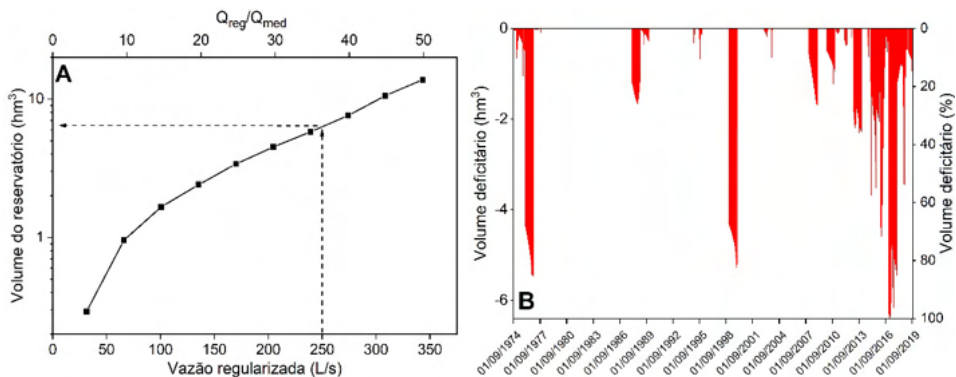


Figura 4. Dimensionamento do reservatório. A) Vazão regularizada em função do volume útil do reservatório, com destaque para o volume capaz de prover a vazão de 250 L/s, necessária para o abastecimento municipal. B) Simulação do volume deficitário do reservatório considerando a série de vazões afluentes e a captação de 250 L/s.

Com o software QGIS realizou-se o processamento do modelo digital do terreno de modo a gerar a bacia de contribuição do reservatório e a área alagada para o ponto escolhido (coordenadas: 404156.9 e 7931456.4) para o barramento no Córrego Bamburral, Figura 5. Para a cota de inundação de 10,5m (correspondendo a um barramento de 8,5 m de altura), é obtido gerar um reservatório com 7,0 hm^3 e um lago de 1,09 km^2 com 5,3 km de comprimento. O ponto da barragem foi definido ao considerar um local estreito na calha do curso d'água e que não acarretasse no alagamento da sede de propriedades rurais, e que fosse próximo da área urbana do município para que o lago tenha apelo turístico e paisagístico.

Se adicionalmente uma vazão ecológica de aprox. 24L/s fosse considerada, o volume útil do reservatório deveria ser de 7,6 hm^3 (Tabela 1), que acrescido de 10% para o volume morto, totaliza um reservatório de 8,4 hm^3 , com barramento de 9,5 m de altura. Por simplicidade, consideraremos apenas o dimensionamento do reservatório de 7,0 hm^3 , Figuras 5 e 6.

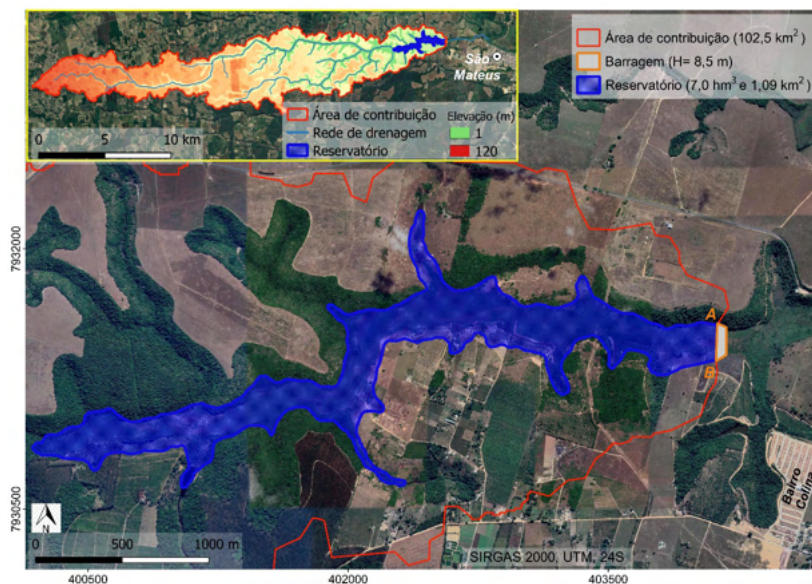


Figura 5. Representação da área alagada por um reservatório de 7,0 hm³ formado por um barramento de 8,5 m de altura no Córrego Bamburral. No destaque são representados a elevação do terreno, a rede de drenagem e área de contribuição do reservatório.

O perfil do barramento com 8,5 m de altura (H), entre as marcações A e B destacados na Figura 5, é apresentado na Figura 6. Para atingir o aproveitamento de 50% da disponibilidade hídrica da sub-bacia do Córrego Bamburral uma barragem com 11,5 m de altura (com crista na cota de 13,5 m de elevação) teria de ser construída, para gerar um reservatório de 13,8 hm³, o qual sustentaria a captação de 345 L/s.

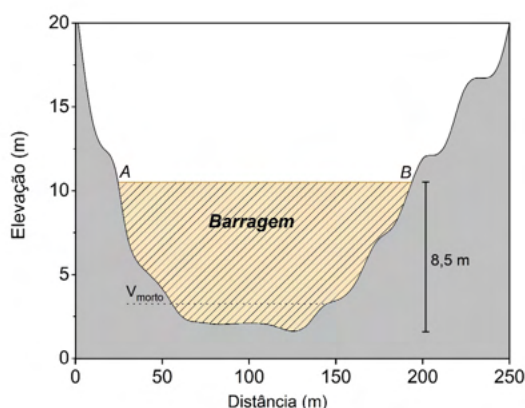


Figura 6. Representação do perfil transversal da calha do Córrego Bamburral no local do barramento com 8,5 m de altura e aproximadamente 183 m de extensão entre as marcações A e B, e indicação do volume morto (V_{morto}) de 0,6 hm³.

Considerando as dimensões do barramento (altura, H=8,50 m, e extensão da crista,

$E=0,183$ km; $H^*E=1,56$) necessário para gerar um reservatório de $7,0 \text{ hm}^3$, estima-se que o investimento para o projeto seja da ordem de 9 milhões de reais, uma vez que apenas o barramento custaria 7,7 milhões, conforme a função paramétrica para barragens de concreto (ELETROBRÁS, 2007) corrigida pelo INCC. Este valor se aproxima do investido na Barragem Valter Matielo ($10,5 \text{ hm}^3$, com $H=16,9$ m e $E=0,09$ km; $H^*E=1,52$), construída entre Pinheiros (ES) e Boa Esperança (ES), ao custo total de R\$ 8,3 milhões (ES BRASIL, 2018). O valor também se compara ao custo total atualizado (INCC até 07/2021) de 11 milhões para o projeto da Barragem José Rodrigues, Campina Grande-PB (com extensão de 150 m ($H^*E=1,95$) e reservatório de $7,4 \text{ hm}^3$), conforme Sarmento (2007) e ANA (2016).

A regularização da vazão do Córrego Bamburral com um reservatório de $7,0 \text{ hm}^3$ com capacidade de prover a captação de 250 L/s, mesmo durante os períodos de seca, é proposta como forma de regularizar o abastecimento municipal.

A elaboração do projeto executivo para construção do barramento demanda uma série de estudos geotécnico, hidrológico e sedimentológico aprofundados, além de avaliações de viabilidade financeira e socioambiental, o que está além do escopo desta proposta. Por fim, destaca-se que o PERH-ES reconhece a necessidade de investimentos para construção de reservatórios de água para usos múltiplos. Em especial na região norte do ES, à qual é problemática em termos de suprimento hídrico (AGERH, 2018b).

4 | CONCLUSÕES

O estudo propõe a construção de uma barragem no Córrego Bamburral, para criação de um reservatório de $7,0 \text{ hm}^3$ capaz de prover a captação de 250 L/s, como a melhor alternativa para suprir a demanda relativa ao abastecimento público de São Mateus-ES.

O barramento sugerido assemelha-se, tanto em termos de custos e capacidade, a outro já instalado em uma sub-bacia vizinha (Barragem Valter Matielo, no Rio Itauninhas) e a proposições para outras regiões (Barragem José Rodrigues, no Rio Surrão). O que reforça a viabilidade da proposta de reserva hídrica para regularização do abastecimento municipal.

REFERÊNCIAS

ACQUATOOL. **Elaboração de estudo tendente a identificação de infraestrutura de reserva hídrica de médio e grande porte na Bacia do Rio São Mateus**. Fortaleza, Acquatool Consultoria, p 3-8. 2009.

AGERH. Agência Estadual de Recursos Hídricos PERH-ES. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo**, Vitória, 231p, 2018.

ALVALÁ, R. C., CUNHA, A. P., BRITO, S. S., SELUCHI, M. E., MARENGO, J. A., MORAES, O. L. & CARVALHO, M. A. Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 91(Supl. 1), e20170209. Epub, 2019.

ANA. Agência Nacional de Águas. Reservatórios do semiárido brasileiro: hidrologia, balanço hídrico e operação. 2016. Disponível em: < http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/semiárido/204res/Para%C3%ADBa_Jos%C3%A9_Rodrigues.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2021.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Caderno da Região Hidrográfica do Atlântico Leste**, 2010. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011024_710.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2020.

BRASIL. Portaria Nº 888, 04/05/2021. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Ministério da Saúde. Brasília, DF, 2021.

COTTA, A. J. B.; JESUS, H. C. Impactos, extensão e proposta de mitigação da intrusão salina no Rio São Mateus. **Pesquisas em Geociências** (*in press*). 2021.

COTTA, A. J. B.; DUBOC, L. F.; JESUS, H. C. Impacts of urban wastewater and hydrogeochemistry of the São Mateus River, Espírito Santo, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 76: 334-343, 2017.

COTTA, A. J. B.; FACHETTI, P. S.; ANDRADE, R. P. Characteristics and impacts on the groundwater of the Guriri beach resort, São Mateus, ES, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, 23, 10601-10622, 2021.

Decreto Municipal de Nº. 11.806/2020. **Declara situação anormal caracterizada como situação de emergência, em toda extensão do Município de São Mateus/ES, afetada por estiagem 1.4.1.1.0 COBRADE (In/MI nº 02 de 20 de dezembro de 2016)**. Prefeitura Municipal de São Mateus-ES, São Mateus, ES, 2020.

Decreto Municipal de Nº. 8.839/2017. **Declara situação anormal caracterizada como situação de emergência, em toda extensão do Município de São Mateus/ES, afetada por desastre nível II (In/MI nº 02 de 20 de dezembro de 2016)**. Prefeitura Municipal de São Mateus-ES, São Mateus, ES, 2017.

ES BRASIL. Maior barragem do ES é inaugurada no Norte capixaba. 2018. Disponível em: < <https://esbrasil.com.br/major-barragem-inaugurada-no-es/>>. Acesso em: 05 mar. 2020.

FAVERO, D.; COTTA, A. J. B.; BONOMO, R.; RODRIGUES, M. B. Hydrogeochemical characterization and suitability of water for irrigation in new and old reservoirs in northern Espírito Santo, Brazil **Environment, Development and Sustainability**. (*in press*) 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01435-8>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil / Espírito Santo / São Mateus**. 2019. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/sao-mateus/panorama>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia, 2020. site <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>> Acesso em: 01 mar. 2021.

LOSS, J. B.; GARCIA, D. M. N.; SARTÓRIO, M. V. O.; BRANDÃO, F. D.; JABOR, P. M. **Mapeamento de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São Mateus-ES**. In: GONÇALVES, P. M., & JABOR, F. D. (Ed.). **Coletânea de artigos científicos dos planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas do ES**. Vitória - ES, Agência Estadual de Recursos Hídricos, 174-187, 2019.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil-past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, 129: 1189-1200, 2017.

NOVAIS, R. R.; SARTÓRIO, M. V. O.; PUPPIN, L. G.; LOSS, J. B.; BRANDÃO, F. D. **Quantificação do consumo de água pelo setor agropecuário e sua influência no balanço hídrico da bacia hidrográfica do rio São Mateus-ES**. In: GONÇALVES, P. M., & JABOR, F. D. (Ed.). **Coletânea de artigos científicos dos planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas do ES**. Vitória - ES, Agência Estadual de Recursos Hídricos, 81-97, 2019.

PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia Aplicada a Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre, ABRH, 2016.

PUPPIN, L. G.; VANELI, B. P.; MOREIRA, L. L.; NOVAIS, R. R. Cenário tendencial de comprometimento hídrico na bacia hidrográfica do rio São Mateus-ES. **Revista de Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 8(3): 172-192, 2019.

RAMOS, H. E.; SILVA, B. F.; BRITO, T. B.; SILVA, J. G.; PANTOJA, P. H.; MAIA, I. F.; THOMAZ, L. B. A estiagem no ano hidrológico 2014-2015 no Espírito Santo. **Incaper em Revista**, 7: 6-25, 2016.

REDE GAZETA. **Aumento de salinização de água compromete abastecimento em São Mateus**. 2017. Disponível em: <<https://www.gazetaonline.com.br/noticias/norte/2017/04/aumento-de-salinizacao-de-agua-compromete-abastecimento-em-sao-mateus-1014049120.html>>. Acesso em: 07 mai. 2019.

SARMENTO, F. J. Dimensionamento hidrológico de reservatórios sob incertezas: avaliação estocástica e reflexos financeiros. **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 11p, 2007.

TOPODATA. **Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. Folhas 18S42_ e 18S405, 2020. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 01 jan. 2018.

TORMENTINO, H.; PRUSKI, F. F.; BOF, L. H.; CECON, P. R.; SOUSA, J. R. **SisCaH 1.0 - Sistema Computacional para Análises Hidrológicas**. Viçosa, 60p, 2009.

TUCCI, C. E. **Hidrologia: ciência e aplicação** (4ª ed.). Porto Alegre, ABRH-UFRGS, 944p. QGIS.org (2021) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. V.3.10.14, 2012. <<https://qgis.org/en/site/>>. Acesso em: 01 mar. 2021.

VALE, C. C.; ROSS, J. L. As transformações morfológicas e fitogeográficas do estuário do Rio São Mateus, litoral norte do estado do Espírito Santo, entre 1970 e 2008. **Revista do Departamento de Geografia-USP**, 21, 3-23, 2011.

PROPOSTAS DE MELHORIAS NO SISTEMA CAPTAÇÃO, TRATAMENTO, ARMAZENAMENTO E DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL NA ÁREA URBANA E RURAL NO MUNICÍPIO DE PATROCÍNIO, MG

Data de aceite: 01/10/2021

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Química, Uberlândia – Minas Gerais – Brasil
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro – Campus Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais
<http://lattes.cnpq.br/12970002659897780>
<https://orcid.org/0000-0003-3587-486X>

Valdinei de Oliveira Santos

Escola Estadual Dom Eliseu – Unai – Minas Gerais - Brasil
<http://lattes.cnpq.br/5877647086852971>

RESUMO: No Brasil, o saneamento básico não possui a devida importância e urgência em ser tratado como política pública prioritária, uma vez que mais da metade dos problemas de saúde de uma população poderiam ser evitados se o saneamento básico fosse prioridade. Neste sentido, o tratamento de água é a parte do saneamento que mais impacta em questões de saúde pública, visto que mais de 50% das doenças são veiculados por intermédio da ingestão de águas que não apresentam tratamento e/ou os sistemas de tratamento são ineficientes para oferecer uma água potável que atenda os parâmetros físico-químicos e biológicos de acordo com a resolução do CONAMA de 2004. Neste contexto, o município de Patrocínio localizado na região do Alto Paranaíba e no estado de Minas Gerais, apresenta atualmente problemas em relação à capacidade de tratamento (120

L/s) e a demanda pelo consumo (300 L/s) que colapsou o sistema de tratamento em função de décadas sem investimento de recursos voltados para o aumento da capacidade de tratamento, bem como para tecnologias que possibilitem tratar de forma mais eficiente a água para fins potáveis. Este trabalho teve por objetivo realizar um diagnóstico na atual situação do sistema de tratamento de água no município de Patrocínio e propor algumas ações a serem implementadas a curto e médio prazo.

PALAVRAS-CHAVE: Água potável, parâmetros físico-químicos e biológicos, saneamento e tratamento de água.

PROPOSALS FOR IMPROVEMENTS IN THE DRINKING WATER COLLECTION, TREATMENT, STORAGE AND DISTRIBUTION SYSTEM IN URBAN AND RURAL AREAS IN THE MUNICIPALITY OF PATROCÍNIO, MG

ABSTRACT: In Brazil, basic sanitation does not have the due importance and urgency to be treated as a priority public policy, since more than half of the health problems of a population could be avoided if basic sanitation were a priority. In this sense, water treatment is the part of sanitation that most impacts on public health issues, since more than 50% of diseases are transmitted through the ingestion of untreated water and/or the treatment systems are inefficient to offer potable water that meets the physical-chemical and biological parameters in accordance with the 2004 CONAMA resolution. treatment capacity (120 L/s) and demand for consumption (300 L/s)

that collapsed the treatment system due to decades without investment of resources aimed at increasing the treatment capacity, as well as for technologies that make it possible to treat more efficiently water for drinking purposes. This work aimed to diagnose the current situation of the water treatment system in the municipality of Patrocínio and propose some actions to be implemented in the short and medium term.

KEYWORDS: drinking water, physicochemical and biological parameters, sanitation and water treatment.

1 | INTRODUÇÃO

O município de Patrocínio, fundado em 1842, possui uma população atual de aproximadamente 90.401 habitantes distribuídos em uma área de 2.888,559 km², com uma densidade demográfica de 31,4 hab/km². A população se encontra majoritariamente, no perímetro urbano (89%). Na área urbana, o município é constituído de quarenta e oito bairros, enquanto na zona rural está distribuída em quatro distritos e oito povoados (IBGE, 2021).

O município de Patrocínio está inserido na Bacia do Rio Paranaíba, estando localizada no divisor de águas entre as sub-bacias hidrográficas dos afluentes Mineiros do Alto Paranaíba e do Rio Araguari (IGAM, 2020). A área urbana, atualmente, ocupa três sub-bacias: Congonhas, Dourados e Rangel. Além disso, possui diversos ribeirões, córregos, riachos e cachoeiras (PMSB, 2016).

Diante disso, o município de Patrocínio precisa pensar em oferecer uma água de qualidade para a população que vive tanto na área urbana, quanto rural. Neste sentido, todo e qualquer município localizado no Brasil, precisa entender que a água é um recurso natural de grande importância para todos os seres vivos, sendo o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva, componente de células e participando de processos biológicos (SIMÕES, 2013). Embora 75% da superfície terrestre seja composta por água, a fração que corresponde à água doce é de somente 2,5%, dos quais: (i) 68,9% se encontram na forma de geleiras; (ii) 29,9% águas subterrâneas; (iii) 0,9% em solos e pântanos e (iv) apenas 0,3% na forma de rios e lagos que se encontram disponíveis para fins de abastecimento público (BAIRD; CANN, 2011; LIBÂNIO, 2008), conforme Figura 1.

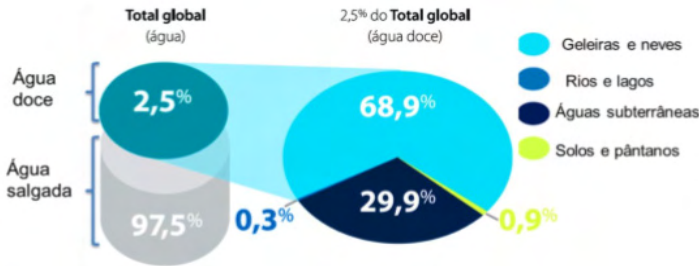


Figura 1 - Disponibilidade de água no mundo.

Fonte: Costa (2018).

Região	População (milhões)	Recursos hídricos (percentual)
Norte	6,90	68,50
Centro-Oeste	6,41	15,70
Sul	15,05	6,50
Sudeste	42,65	6,00
Nordeste	28,91	3,30

Tabela 1 - Distribuição percentual dos recursos hídricos nas diferentes regiões do Brasil e sua população

Fonte: Costa (2018).

No entanto, a água destinada para o consumo humano precisa passar por uma série de etapas de tratamento na estação de tratamento de água (ETA) com o intuito de se enquadrar para fins potáveis, entre os quais: (i) ajuste do pH (6,5 - 8,5); (ii) remoção de sólidos mais densos que água (decantação) e suspensos em solução (flotação); (iii) retenção de sólidos que não foram retidos anteriormente (filtração); (iv) adição de uma substância com capacidade para eliminar possíveis agentes patogênicos (cloração) e (v) adição de flúor para diminuir a incidência de cárie, principalmente em locais onde boa parte da população não tem acesso a tratamento ou acompanhamento odontológico por parte do poder público (LIBÂNIO, 2008, PANIAGUA, 2018).

Após toda a etapa de tratamento, a água deve ter sua garantia atestada por meio de análises de parâmetros de físico-químicos e biológicos (CONAMA, 2004; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011), devendo ir para reservatórios de água potável (RAP) e ser distribuída para outros reservatórios e posteriormente para as residências, comércios, indústrias e demais setores da sociedade. Além disso, é importante manter um monitoramento periódico em relação à qualidade da água que chega às residências, uma vez que o sistema de distribuição pode ser constituído por tubulações antigas, obstruídas ou com defeitos que podem dissolver sólidos na água tratada (FUNASA, 2017; LIBÂNIO, 2008, PANIAGUA, 2018).

Diante deste contexto, pretende-se apresentar propostas de ações a serem implementados a curto, médio e longo prazo visando ampliar a capacidade e qualidade de tratamento da água, atendendo os padrões mínimos de potabilidade conforme Resolução do CONAMA de 2004.

2 | CONSTITUINTES DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA

2.1 Captação

Todo e qualquer sistema de tratamento de água se inicia pela fonte de captação que podem ser de diferentes tipos: i) águas superficiais (rio, riacho, córregos e água represada); ii) águas subterrâneas (águas do subsolos, poços artesianos e outros). No município de Patrocínio, a captação é proveniente do manancial do Corrêgo Feio, localizado próximo a

área urbana da cidade, conforme Figura 2.



Figura 2 - (a,b) Imagens do Manancial Córrego Feio em períodos chuvosos e (c) em períodos de estiagem.

Fonte: Acervo do autor (2021).

Pela Figura 2, observa-se que o sistema de captação não é constituído por uma barragem e é fortemente afetado em períodos de estiagem, podendo comprometer a capacidade de captação e consequentemente o abastecimento para a população. Assim como nos demais municípios do país, não se prioriza políticas públicas a fim de garantir água em quantidade e qualidade que acompanhe o crescimento e demanda de consumo da população. Isto é devido à falta de investimentos ao longo de décadas em gestões anteriores, que não se preocuparam em planejar e executar obras que objetivassem ampliar, melhorar e buscar outras fontes de captação de água. Logo, o Departamento de Água e Esgoto de Patrocínio (DAEPA) não consegue realizar o tratamento de água para fins potáveis, de forma a suprir a demanda da população, uma vez que a captação é totalmente dependente do manancial Córrego Feio, não sendo o sistema de captação mais adequado e recomendado para uma população superior a 90.000 habitantes. Além disso, águas provenientes de sistemas de captação sem profundidade elevam a coloração e turbidez observada em

períodos chuvosos, uma vez que as características geográficas em torno do manancial [baixa profundidade, vegetação e solo muito próxima as margens do córrego (contribui para o aumento da capacidade de arrastar tanto matéria orgânica, quanto sólidos provenientes do solo), não sendo indicado para atender grandes demandas de abastecimento] (FILHO, 2015).

A Estação de Tratamento de Água (ETA) (Figura 3) foi projetada para operar com capacidade máxima de 120 L/s. Sabe-se que nenhum ETA deve operar no limite, uma vez que isso pode provocar um colapso em todo o sistema de tratamento, em função de: (i) danificação de peças e estruturas da ETA; (ii) diminuição ou ineficiência de todos os processos (ajuste de pH, flotação, cloração e fluoretação) onde se adiciona substâncias químicas; (iii) atrapalha o processo de decantação, floculação e flotação; (iv) acelera a saturação dos filtros, exigindo limpezas com maior periodicidade; (v) interfere diretamente na eficiência do processo de desinfecção, devido a presença de material húmico, matéria orgânica e substâncias químicas que podem sofrer oxidação pela cloro; (vi) ineficiência da etapa de fluoretação, já prejudicada pela escolha do fluossilicato de sódio; e (vii) contaminação dos reservatórios da ETA, dos bairros e das residenciais ou comerciais (caixas d'água). Logo a eficiência de tratamento é toda comprometida, sendo recomendado trabalhar no máximo com 80% de sua capacidade (FILHO, 2015; LIBÂNEO, 2008).



Figura 3 - Estação de Tratamento de água localizado no bairro São Judas em Patrocínio.

Fonte: Acervo do autor (2021).

A ETA São Judas, projetada para operar com uma vazão máxima de 120 L/s, chega a operar a 260 ou até mesmo 300L/s, que seria para atender a atual demanda da população de Patrocínio (>90.000 habitantes). Entretanto, sabe-se que trabalhar com uma vazão três vezes superior a vazão recomendada constitui-se em ocasionar o não tratamento da água para fins potáveis, ocasionando: i) total descarte dos insumos químicos utilizados (cal virgem,

sulfato de alumínio, gás cloro e sal de flúor); *ii*) saturação e obstrução total dos poros dos filtros e *iii*) arraste de material particulado que confere cor, gosto e odor a água.

2.2 Etapas de tratamento na ETA São Judas

A água bruta ao chegar a ETA recebe a adição de cal virgem e sulfato de alumínio (ajuste de pH e adição do agente floculante) que chega a uma secção estrangulada (garganta), restringindo a passagem e medindo o nível de água que está diretamente relacionado à vazão dimensionada para operar a ETA, sendo denominada calha Parshal (Figura 4).



Figura 4 - Calha Parshal semelhante à utilizada na ETA São Judas.

Fonte: Acervo do autor (2020).

Esta redução da vazão se faz necessária a fim de garantir a diminuição da velocidade da água para dar início ao tratamento (FUNASA, 2014). Na etapa de coagulação e floculação, as impurezas – presentes na água bruta – são agrupadas pela ação do agente coagulante em partículas maiores (flocos), sendo removidos pelo processo de decantação. O agente floculante é formado segundo as Equações de 1 a 3.



Logo, se a vazão de água for igual ou superior a que foi projetada para a ETA, todas

as etapas representadas pelas equações de 1 a 3 são prejudicadas e todos os sólidos presentes na água, que não foram removidos, são levados para os filtros, ocasionando saturação e obstrução dos poros. Logo o filtro perde a sua eficiência, funcionalidade e maior necessidade de paralisação de seu funcionamento para limpeza e manutenção (FUNASA, 2017; LIBÂNEO, 2008),

A etapa de desinfecção (cloração) que tem por objetivo inativar ou eliminar micro-organismos com propriedades patogênicas é prejudicada em função da diminuição ou da total perda de eficiência, em função do gás cloro reagir com substâncias húmicas, matéria orgânica e substâncias químicas constituintes do sólido dissolvido. Além disso, é extremamente importante que a água fique em contato com o gás cloro, pelo período mínimo de 30 min para promover a desinfecção. Logo, ocorre uma redução da concentração do gás cloro (reagiu com outras substâncias não retidas até a filtração), tornando a desinfecção ineficiente (MEYLER, 1995).

A etapa de fluoretação, que já não apresenta a eficiência mínima necessária em função do uso do fluossilicato de sódio, tem por objetivo atuar na prevenção e controle da incidência de cárie na população mais (FUNASA, 2015; RAMIRES; BUZALAF, 2007). A água na qual todas as etapas de tratamento anteriores foram comprometidas, apresentando alta concentração de sólidos suspensos ou dissolvidos, que ocasionará o total comprometimento da fluoretação, podendo afetar a saúde bucal e o total desperdício do insumo químico (fluossilicato de sódio) utilizado.

Os reservatórios da ETA recebem uma água suja e com micro-organismos patogênicos, tendo a contaminação do sistema de reservação com posterior prejuízo ao sistema de distribuição para reservatórios menores e consequentemente distribuição nas residências, comércios, unidades de saúde, instituições de ensino, setores industriais entre tantos outros. Logo, a população paga por um serviço de tratamento que não é prestado conforme disposto pela resolução do CONAMA. A fim de comprovar a verdadeira realidade da qualidade da água, que chega aos estabelecimentos residenciais e comerciais da cidade, foi solicitado a diferentes pessoas (sem nomes e endereços residenciais), o envio de fotos retiradas em diferentes bairros, datas e períodos do dia, conforme as Figuras de 5 a.7.



Figura 5 - (a) amostra de água retirada da torneira (b) água colocada em balde branco 14/04/2020, no bairro Cidade Jardim as 10 h da manhã.

Fonte: Acervo do autor (2020).

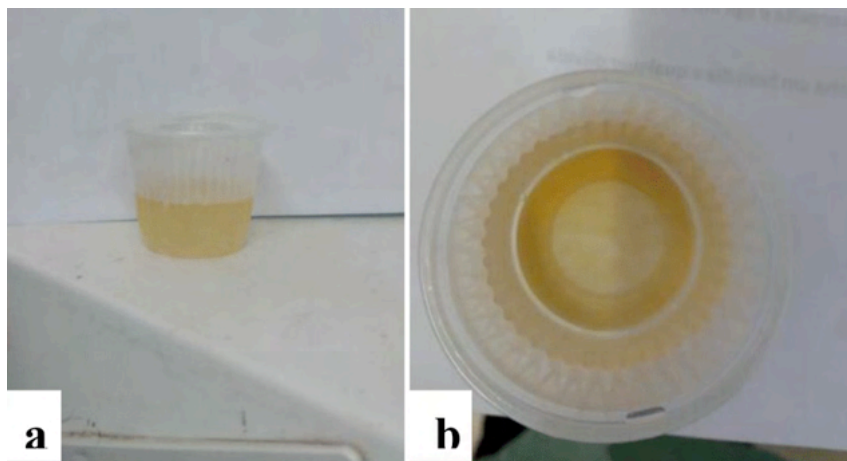


Figura 6 - (a) amostra de água filtrada em filtro de carvão ativo em estabelecimento direcionado a saúde pública no centro da cidade e (b) vista frontal do resíduo depositado no fundo do copo em 22/05/2020, após 20 min de decantação.

Fonte: Acervo do autor (2020).

Em diversas outras situações, foram registradas imagens da qualidade da água tratada que é distribuída à população de Patrocínio, como as que estão no site de reportagem do jornal Patrocínio Online (Figura7).



Figura 7 - fotos registradas da água que chega às residências da cidade de Patrocínio, após ser submetida ao processo de tratamento convencional.

Fonte: Patrocínio Online (2020).

Pelas Figuras de 5 a 7, observa-se a alta concentração de sólidos dissolvidos que não foram removidos nas etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração, conforme apontado pela alta coloração e turbidez da água. Logo, podemos afirmar que todo o sistema de tratamento, reservatório e distribuição estão comprometidos e contaminados com excesso de sólidos dissolvidos e micro-organismos com potencialidades patogênicas, não podendo ser utilizada para nenhum fim, principalmente para ingestão.

Para tanto, será apresentado um conjunto de ações que objetivam colaborar com o DAEPa para minimizar (curto e médio prazo) e eliminar a falta de capacidade de tratamento, procurando colaborar no sentido de atuar na prevenção de possíveis problemas de saúde pública (gerados pela ingestão de água não tratada) e garantir qualidade no tratamento e na distribuição de água que atenda, no mínimo, os padrões de potabilidade.

3 | PROPOSTAS E AÇÕES A SEREM IMPLEMENTADAS A CURTO, MÉDIO E LONGO PRAZO

- Trabalhar com uma vazão abaixo do limite máximo em que a ETA foi projetada (120 L/s), visto que o recomendado é operar com 80% da vazão máxima (96 L/s), o que reduzirá o desperdício total de todos os insumos químicos utilizados no tratamento, o desgaste de peças e maquinários e o colapso e a ineficiência total de todo o sistema de tratamento;
- Implementar um programa de conscientização da população, com o intuito de esclarecer sobre a importância de se economizar água e implementar um sistema de rodízio de distribuição, garantindo a potabilidade da água. Tais medidas

se fazem necessária até o funcionamento das obras de melhoria em andamento pelo DAEPA;

- Rever o dimensionamento dos reservatórios de água, presentes no sistema de saúde ofertado pelo município (unidades básicas de saúde, clínicas, pronto socorro e hospital do câncer). Havendo a necessidade, os reservatórios deverão ser substituídos por outros de maior volume. Esta medida deve ser estendida, em caráter sugestivo, a estabelecimentos de saúde da iniciativa privada, visando não passar pelo desabastecimento de água.
- Realizar um levantamento em relação à capacidade dos reservatórios de água em toda a rede municipal de ensino, realizando a substituição dos atuais reservatórios por outros de maior capacidade, caso haja a necessidade.
- Realizar o estudo de viabilidade de instalação de um reservatório para receber e armazenar água do manancial, com posterior bombeamento de água para a ETA São Judas. Isto se faz necessário, em função da captação está a um nível bem abaixo da ETA e ocasionar um elevado gasto com energia, sendo possível elevar as adutoras a um nível que reduza o máximo possível a diferença de declive em relação a ETA, ocasionando a redução no consumo de energia para transportar água até o tratamento.
- Realizar a limpeza periódica dos reservatórios de água instalados nos distritos e povoados, a fim de garantir que a água reservada está em condição de uso para fins potáveis.
- Revisar o dimensionamento de todos os reservatórios distribuídos pelos bairros no perímetro urbano e na zona rural (distritos e povoados). Tal medida visa: (i) garantir a capacidade de estoque de água que atenda a atual população e o maior consumo ocasionado em dias ou períodos de maior demanda de fornecimento; (ii) projetar um aumento de população pelos próximos 30 anos; (iii) evitar a constante troca de reservatórios em função da falta de estudos que levem em consideração a estimativa de consumo e o crescimento da população de cada localidade. A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda um consumo diário per capita de 130 L, porém no Brasil este valor chega a 200 L;
- Implementar a filtração, cloração e fluoretação em águas provenientes de poços artesianos presente, majoritariamente, em povoados na área rural da cidade antes de iniciar a distribuição para a população da localidade. Sabe-se que esta água, não atende os padrões de potabilidade, uma vez que não é possível garantir cor e turbidez sem passar pela filtração. Já a cloração (FUNASA, 2014) e fluoretação (FUNASA, 2015) visam garantir uma água isenta de possíveis micro-organismos patogênicos e contribuir na prevenção da incidência de carie dentária, conforme estabelecido pelo CONAMA. Vários estudos realizados em poços artesianos profundos e rasos de outros municípios no estado brasileiro, apontaram a presença de patogênicos na água, entre os quais podemos citar: Novo Mundo/MS (GRUMICKER et al., 2018), Vale do Taquari/RS (MACEDO; REMPEL; MACIEL, 2017), Remígio/PB (SILVA et al., 2019) e Cambé/PR (SILVA

et al., 2019) entre outros relatos na literatura. Os recursos podem ser adquiridos por meio do governo federal, conforme estabelece o manual da FUNASA (2017).

- Implementar um programa de instalação de caixas d'água em residências na zona rural do município, objetivando-se garantir a não interrupção do fornecimento de água por motivos de reparos, manutenção ou outros contratemplos. O município seria responsável por conduzir a aquisição, a construção e o funcionamento de reservatórios de 500 L nas residências. Podendo ser subsidiado com recursos da própria autarquia ou provenientes de recursos federais oriundos de verbas parlamentares ou originário de projetos submetidos à FUNASA (2017). Caso o município resolva utilizar o orçamento próprio, poderá estabelecer diferentes formas de cobrança pelo serviço sem onerar o orçamento das famílias beneficiadas. Além disso, deverá subsidiar integralmente famílias carentes ou em estado de fragilidade financeira e que não possuem renda mensal.
- Realizar um levantamento de presença de locais com bolsão de água para perfurar poços artesianos com vazão suficiente para garantir água em bairros e regiões mais afastadas da ETA São Judas e que, preferencialmente, estejam em locais de maiores altitudes para favorecer a distribuição com reduzido gasto de energia. Nestes locais deverá ser construída uma ETA que vise garantir que a água estará dentro dos padrões de potabilidade. Os recursos poderão ser adquiridos conforme manual da FUNASA (2017).
- Realizar um estudo de viabilidade de outra possível fonte para captação de água, preferencialmente, que possa ser represada a fim de evitar grandes variações nos parâmetros físico-químico em diferentes épocas do ano, manter uma vazão constante e não se limitar ao fornecimento de água do Córrego Feio.
- Construir uma nova ETA com captação proveniente de outro manancial, obtendo recursos orçamentários junto ao governo federal, conforme dispõe o manual de orientações técnicas para elaboração e apresentação de propostas e projetos para sistemas de abastecimento de água (FUNASA (2017). Além disso,

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este levantamento da atual situação do sistema de tratamento de água no município de Patrocínio, bem como a proposição de propostas que são paliativas e visam minimizar a situação a curto ou médio prazo com vistas a melhorar a infraestrutura e capacidade de tratamento de água que hoje necessita de uma vazão de 300 L/s, tendo o DAEPA uma capacidade máxima 120 L/s.

As ações a serem implementadas foram elencadas em função da atual infra-estrutura do DAEPA, demanda da população em consonância com as diretrizes estabelecidas pela resolução do CONAMA em relação aos parâmetros de qualidade para águas com fins potáveis.

REFERÊNCIAS

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

BRASIL. Resolução CONAMA 274/2000. Portaria 518, de 25 de março de 2005. Ministério da Saúde. www.mma.gov.br/res/res05/res27400.pdf

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, 17 de março de 2005: classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes entre outras providências**. Funasa: Brasília, p. 1-23, 2007.

COSTA, N. M. **Tratamento de efluente de biodiesel pela integração dos processos de coagulação-floculação, UV-C e de oxidação avançada**. 2018. 105 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

FILHO, C. F. M. **Abastecimento de água**. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 154 p., 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual de fluoretação da água para consumo humano**. Funasa: Brasília, p.1-73, 2012.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual de cloração de água em pequenas comunidades utilizando o clorador simplificado desenvolvido pela Funasa**. Brasília, 40 p., 2014.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual de orientações técnicas para elaboração e apresentação de propostas e projetos para sistemas de abastecimento de água**. Brasília, 40 p. 2017.

GRUMICKER, M. G. et al. Qualidade da água de poços artesianos em um assentamento do município de Novo Mundo, Mato Grosso do Sul. **Revista gestão e sustentabilidade ambiental**, v.7, p.807-821, 2018.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Mapas das Bacias hidrográficas do Rio Paranaíba**. http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=89&

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de água**. 2 ed. São Paulo: Átomo, 2008.

MACEDO, T. L.; REMPEL, C.; MACIEL, M. J. Análise físico-química e microbiológica de água de poços artesianos em um municio do Vale do Taquari-RS. **TECNO-LÓGICA**, v. 22, p. 58-65, 2018.

MEYER, S. T. O uso de Cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2914, 12 de dezembro de 2011: **procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília, p. 1-38, 2011.

PANIAGUA, C. E. S. **Degradação simultânea dos fármacos genfibrozila, hidroclorotiazida e naproxeno pelos processos $TiO_2/UV-A$, $TiO_2/H_2O_2/UV-A$ e $H_2O_2/UV-C$ em diferentes matrizes aquosas**. 2018. 159 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal de

Uberlândia, Uberlândia, 2018. <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.te.2018.799>

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO (PMSB). **Relatório do Plano Municipal de Saneamento Básico**. 350 p., 2016.

RAMIRES, I.; BUZALAF, M. A. R. A fluoretação da água de abastecimento público e seus benefícios no controle da cárie dentária- cinquenta anos no Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 4, p. 1057-1065, 2017.

SILVA, A. B. Química Ambiental: monitoramento físico-químico da água de poços artesianos na cidade de Remígio-PB. **Águas Subterrâneas** – Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, p. 1-10, 2019

SILVA, C. R. et al. Avaliação da presença e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água destinada ao consumo humano provenientes de poços artesianos. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 40, n.2, p. 129-140, 2019.

CAPÍTULO 8

ESTUDO BIBLIOMÉTRICO SOBRE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA NO CENÁRIO BRASILEIRO

Data de aceite: 01/10/2021

Data de Submissão: 06/08/2021

Lucas Rodrigues Bellotti

Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, Faculdade de Engenharia de
Ilha Solteira, Campus Ilha Solteira - SP.
<http://lattes.cnpq.br/3885450627913063>

Rosane Freire Boina

Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e
Tecnologia, Campus Presidente Prudente - SP
<http://lattes.cnpq.br/0004928784504087>

RESUMO: Oferecer água potável para a população requer a aplicação de tecnologias que traga o nível de qualidade desejado, com baixo custo, rapidez e em pouco espaço. As estações de tratamento de água (ETA) desempenham essa função com grande maestria. Contudo, em concepção técnica, pouca atenção foi lançada aos sólidos, ou lodos, que são formados e acumulados durante os processos e operações de separação impostos. A quantidade de lodo gerada é grandiosa e sua composição inviabiliza algumas práticas quanto a destino e disposição desse resíduo. De fato, propor uma solução absoluta para o lodo de ETA é um desafio que, talvez, não tenha solução plena, única e total. Mas, inspira alternativas de destino de uso e reuso muito interessantes quanto às possibilidades de aplicação, contrapondo aquilo que é convencional. Esse trabalho fez um

levantamento sobre o assunto, limitando a escala de busca para o nível nacional. Uma abordagem qualitativa e quantitativa foi desenhada ao longo de uma linha do tempo com o objetivo de elucidar o que a comunidade científica brasileira tem proposto para o lodo de ETA. O método usado foi o bibliométrico, empregando bases de busca e plataformas acadêmicas consolidadas. Foi constatado um crescente de produção, com destaque para os últimos cinco anos, entendendo o lodo como matéria-prima ao atribuir novas funções e funcionalidades para esse resíduo. **PALAVRAS-CHAVE:** Saneamento, Economia circular, Levantamento quantitativo.

BIBLIOMETRIC STUDY ON SLUDGE FROM WATER TREATMENT PLANT IN THE BRAZILIAN SCENARIO

ABSTRACT: Offering drinking water to the population requires the application of technologies that bring the desired level of quality, with low cost, speed and in little space. Water treatment plants (WTP) perform this function with great skill. However, in technical design, little attention has been paid to solids, or sludges, which are formed and accumulated during the imposed separation processes and operations. The amount of sludge generated is huge and its composition makes some practices regarding the destination and disposal of this waste unfeasible. In fact, proposing an absolute solution to the WTP sludge is a challenge that, perhaps, does not have a complete, unique and total solution. However, it inspires very interesting use and reuse destination alternatives in terms of

application possibilities, contrasting with what is conventional. This work surveyed the subject, limiting the search scale to the national level. A qualitative and quantitative approach was designed along a timeline in order to elucidate what the Brazilian scientific community has proposed for the WTP sludge. The method used was bibliometric, using search bases and consolidated academic platforms. There was an increase in production, with emphasis on the last five years, understanding the sludge as a raw material by attributing new functions and functionalities to this residue.

KEYWORDS: Sanitation, Circular economy, Quantitative survey.

1 | INTRODUÇÃO

O bem-estar da humanidade está intimamente ligado ao acesso ao saneamento básico. Este, se corretamente ofertado e gerenciado, contribui fortemente para melhorias nas condições de saúde, sociais e econômicas de uma população. No cenário brasileiro, há uma lacuna latente no setor, carecendo de investimentos financeiros para avanços práticos e tecnológicos. O recente marco regulatório do saneamento básico nacional, Lei Federal nº 14.026/2020, tem como prerrogativa viabilizar a universalização dos serviços no setor. Certamente, trará um esperançoso e gradativo processo de desenvolvimento ao longo dos próximos anos. Infelizmente, o cenário brasileiro quanto a essa temática carece urgentemente de avanços práticos/tecnológicos e, conseqüentemente, investimentos financeiros no setor (SANTOS et al., 2018; SANTOS et al., 2020).

Considerando a possibilidade de melhoria no aspecto regulatório, a Lei Federal nº 14.026/2020, conhecida como “Novo Marco Legal do Saneamento Básico”, viabiliza melhorias quanto as lacunas existentes relacionadas ao assunto no país, dando início a um esperançoso e gradativo processo de desenvolvimento no setor ao longo dos próximos anos (BRASIL, 2020).

Historicamente, iniciativas no setor de saneamento do Brasil despontaram no início da década de 1970 (SAIANI e TONETO JÚNIOR, 2010; LEONETI et al., 2011). Com as primeiras legislações a respeito do assunto e ações integradas à saúde. O adensamento populacional em centros urbanos emergentes colocava urgência na implantação de premissas, tais como, o fornecimento de água tratada e a coleta e tratamento de esgoto para a população (ANDREAZZI et al., 2007).

As estações de tratamento de água (ETA) instaladas desde então eram projetadas com a preocupação de fornecer um produto final de excelência: água potável (CORDEIRO, 2001). De acordo com Keeley et al. (2016), a coagulação-floculação é a chave do processo de clarificação. Esse mérito é devido ao domínio do fenômeno químico, ao uso de produtos de baixo custo de mercado e a grande eficiência obtida na separação dos sólidos presentes. Sais de ferro ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, FeCl_2 , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ou de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) (SALES et al., 2011) são os produtos químicos mais empregados nessa função.

O fato é que, os processos de separação e operações predominantemente

empregados para purificação da água bruta envolvem a geração volumosa de resíduo sólido, denominado lodo (RICHTER, 2001). O lodo de ETA tem origem nos decantadores e nos filtros, suas características se alteram de acordo com as condições de qualidade do manancial de captação de água bruta e também com os produtos químicos utilizados na produção de água (TSUTIYA; HIRATA, 2001).

wPan et al. (2004) estimaram que, anualmente, são gerados uma quantidade superior a 182.000 toneladas de lodo residual nas ETAs inglesas. Gomes et al. (2019) fizeram um levantamento da geração anual per capita de lodo seco nas ETAs de vários países, destacando Portugal com 6,42 toneladas/habitante ano, Taiwan com 5,06, Islândia 3,74, Espanha com 2,59 e Japão com 2,28 toneladas/habitante ano. No Brasil, Hoppen et al. (2005) estimaram quantidades de lodo gerado na ordem de 0,3 a 1,0% do volume de água tratado. Os números apresentados tendem a aumentar, considerando o crescimento populacional e a demanda crescente de água potável.

Iniciativas quanto ao gerenciamento desse resíduo direcionavam o seu descarte nos corpos hídricos (AHMAD et al., 2016), devido ao seu alto teor de umidade de aproximadamente 80% (TANTAWY, 2015). Essa forma de disposição causa graves impactos ambientais ao sistema aquático (CORDEIRO e CAMPOS, 1999; BARBOSA, 2000), especialmente pela presença de grande quantidade de produtos químicos no lodo. No Brasil, desde 1998, essa prática é considerada Crime Ambiental (BRASIL, 1998), contudo, ainda é uma ação presente.

A preocupação sobre “o que fazer” com o lodo de ETA não é recente. Surgiu na década de 1990. Um dos primeiros trabalhos desenvolvidos no Brasil, com importante contribuição sobre o assunto, foi produzido por Cordeiro (1993) em forma de Tese de doutorado. O trabalho apresenta ampla pesquisa para a época e evidenciou o potencial poluidor desse resíduo para os corpos hídricos mediante a constatação do aumento de concentrações de parâmetros nocivos à qualidade da água.

Via de regra, a disposição final do lodo de ETA é o aterro industrial. Considerando a quantidade de lodo de ETA gerada seriam necessárias áreas extensas, lembrando que esse tipo de disposição é oneroso quanto ao custo da terra (GOMES et al., 2019; KEELEY et al., 2014), de instalação, manejo (drenagem, tratamento de gases e efluentes líquidos) e carece de pessoal qualificado para as operações.

Custos médios anuais quanto disposição de lodo em aterro sanitário realizados, sem contabilizar o transporte, somam: 6,2 milhões de dólares na Austrália (AUD); 35 milhões de euros nos Países Baixos e £ 5,5 milhões no Reino Unido (GOMES et al., 2019). No Brasil, considerando os custos de disposição e transporte, o trabalho de Smiderle (2016) estimou um valor de R\$ 3,9 milhões por ano para uma única ETA de ciclo convencional. A prática ainda contradiz o disposto na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), que rege pelo esgotamento de possibilidades de aplicação dos resíduos antes de sua destinação final ambientalmente adequada.

Nesse caso, se faz importante a apresentação de iniciativas para uso do lodo

como matéria-prima para outras funções e funcionalidades, atendendo as prerrogativas da economia circular, almejando a conservação e preservação do meio ambiente. De fato, propor uma solução absoluta para o lodo de ETA é um desafio que, talvez, não tenha solução plena, única e total. Mas, inspira alternativas de destino de uso e reuso muito interessantes quanto às possibilidades de aplicação, contrapondo aquilo que é convencional. Esse trabalho fez um levantamento bibliométrico sobre o assunto. Uma abordagem qualitativa e quantitativa foi desenhada ao longo de uma linha do tempo com o objetivo de elucidar o que a comunidade científica brasileira tem proposto como alternativa para o lodo de ETA.

2 | MÉTODOS

Para a aferição dos trabalhos científicos nacionais relacionados com a temática lodo de ETA, foram utilizadas as seguintes plataformas de busca: SciELO, Google Acadêmico, Biblioteca Virtual de Universidades e Anais Eletrônicos de Eventos Científicos.

A busca dos trabalhos foi realizada utilizando como referência as seguintes palavras chave: “Lodo de eta”, “ETA”, “utilização”, “resíduo”. “saneamento”. Foram desconsiderados os trabalhos listados que, por ventura, tratassem de lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE). O intervalo adotado para a análise dos artigos publicados compreendeu os anos de 1997 a 2021.

Os resultados da busca foram organizados e tabulados de duas formas: Temporal, permitindo observar a evolução cronológica sobre o tema, também uma análise quantitativa, e em relação a abordagem de “temas-chaves” dominantes, tais como: uso benéfico (UB), técnicas de desaguamento (TD), disposição final (DF), caracterização (CA), e técnicas e tecnologias de manejo (TM).

3 | RESULTADOS

A busca por trabalhos nas plataformas utilizadas retornou com a apresentação de aproximadamente 555 trabalhos relacionados ao lodo de ETA, com uma grande pluralidade de classes: monografias, dissertações, teses, artigos publicados em periódicos científicos e trabalhos publicados em anais eletrônicos de eventos.

A figura 1 sumariza uma busca temporal quantitativa de trabalhos publicados apenas em periódicos científicos, revistas eletrônicas, e anais eletrônicos de eventos.

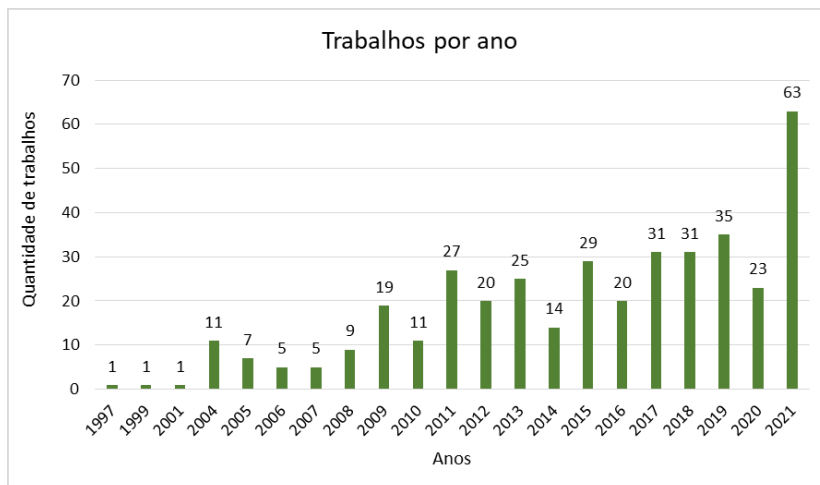


Figura 1. Trabalhos publicados em periódicos científicos, revistas eletrônicas e anais eletrônicos por ano sobre lodo de ETA.

Fonte: BELLOTTI & BOINA, 2021

Foram 388 artigos listados, os resultados mostram uma concentração na divulgação científica muito forte na última década (2011-2021), com mais de 80% dos trabalhos publicados. Em especial, entre 2017 e 2021 houve a divulgação de 183 trabalhos, representando 47% do total.

Os resultados do filtro aplicado para obter a quantidade de trabalho relacionado a cada tema-chave que contempla a temática lodo de ETA estão apresentados na Figura 2.

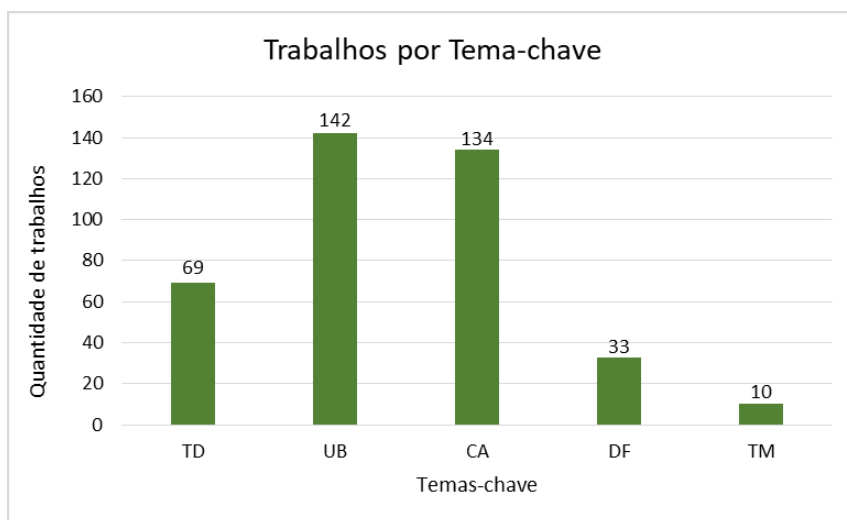


Figura 2. Quantidade de trabalhos divulgados por tema-chave

Fonte: BELLOTTI & BOINA, 2021

Entre os temas-chave, o “uso benéfico” do lodo de ETA o foi mais apresentado (> 35% do total). O resultado demonstra a dedicação da comunidade científica na busca de alternativas funcionais para esse resíduo. Outro tema-chave abordado nos trabalhos é a “caracterização”: 34,5% dos trabalhos. Essa informação indica a diversidade de composição desse material e seu vínculo com os usos benéficos.

Em grande maioria, os estudos nacionais buscam alternativas para incorporação deste resíduo na área da construção civil (concreto, cimento, tijolos) (OLIVEIRA et al., 2004; RUVIARO et al., 2020) visto a dominante presença de frações argila, silte e areia (ABNT NBR 10.004/2004; CETESB, 2009). Também direcionando a aplicação do resíduo como material adsorvente de poluentes presentes em águas (FREITAS et al., 2014). Utilização em áreas degradadas (BITTENCOURT et al., 2012), e aplicação na agricultura (FERREIRA et al., 2017).

4 | CONCLUSÃO

A temática sobre o uso do lodo de ETA como matéria-prima é nova no panorama geral do saneamento básico no Brasil e também recente em termos de estudos realizados pela comunidade científica. A investigação realizada permitiu constatar que pesquisadores estão buscando soluções técnicas e tecnológicas para atribuir novas funções e funcionalidades para o lodo. É esperado, para os próximos anos, maior conscientização das operadoras de saneamento bem como melhor direcionamento regulatório sobre a temática.

REFERÊNCIAS

AHMAD, T.; AHMAD K.; ALAM, M. Characterization of water treatment plant's sludge and its safe disposal options. International Conference on Solid Waste Management, 51IconSWM 2015. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 950-955, 2016

ANDREAZZI, M. A. R.; BARCELLOS, C.; HACON, S. Velhos indicadores para novos problemas: a relação entre saneamento e saúde. **Revista Panamericana de Salud Publica**, v. 22, p. 211-217, 2007.

Associação Brasileira de Normas Técnicas, **NBR 10004: Resíduos sólidos — classificação**, Rio de Janeiro, 2004.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do impacto de efluentes (lodos) de Estações de Tratamento de Água à biota aquática através de testes de toxicidade**. São Carlos. 2000. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado)—Escola de Engenharia de São Carlos—Universidade de São Paulo.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; MARIN, L. M. K. S.; SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamentos de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**, Brasil, 2012. Disponível em https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.

BRASIL. Presidência da República Federativa do Brasil. Legislação Federal Brasileira. Brasília. **Lei Federal nº 9.605 de 1998**. Disponível em: <http://www.presidencia.gov.br/legislacao/>.

BRASIL. Presidência da República Federativa do Brasil. Legislação Federal Brasileira. Brasília. **Lei Federal nº 14.026 de 2020**. Disponível em: <http://www.presidencia.gov.br/legislacao/>.

CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo: **Relatórios**. São Paulo: **CETESB**, 2009.

CORDEIRO, João Sérgio; CAMPOS, José Roberto. **Problema dos lodos gerados nos decantadores em estações de tratamento de água**. 1993. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. (1999). O impacto ambiental provocado pela indústria da água. **Revista Saneamento Ambiental**, São Paulo, ano X, n.50, março/ abril, p.52-57.

CORDEIRO, J. S. Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs). *In*: **ANDREOLI, Cleverson Vitorio (coord.). Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, Inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos**. Curitiba: 2001. p. 140 – 160.

FERREIRA, A. C. S.; SILVA J. B. G.; PEREIRA R. O.; OLIVEIRA A. P. S. Avaliação do desenvolvimento do capim Tifton cultivado em latossolo adubado com lodo de ETA. **Revista Internacional de Ciências**, v. 7, n. 1, p. 64-83, 2017.

FREITAS, L.C.; SILVA, G.F. da; ORTIZ, N. A utilização de lodo ETA em coluna de adsorção para a remoção de amoxicilina de águas contaminadas. **X Encontro Brasileiro sobre Adsorção**, 2014.

GOMES, A. DE CARVALHO.; ZHOU, J. L.; Li, W.; LONG, G. Progress in manufacture and properties of constructuin materials incorporating water treatment sludge: a review. **Resources, Conservation & Recycling**, v 145, p. 148-159, 2019.

HOPPEN, C. PORTELLA K. F., JOUKOSKI A., BARON, O., FRANCK, R., SALES, A., ANDREOLI, C. V., PAULON, V. A. Co-disposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica**, v. 51, n. 318, p. 85-95, 2005.

KEELEY, J.; JARVIS, P.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J. Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment. **Water Research**, v. 88, p. 502-509, 2016^a

KEELEY,J.; JARVIS, P., SMITH, A.D., JUDD, S. J. Reuse of recovered coagulants in water treatment: an investigation on the effect coagulant purity has on treatment performance. **Sep. Purif. Technol.** 131, 69 e 78, 2014

LEONETI, A. B; PRADO, E. L; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, v. 45, n. 2, p. 331-348, 2011.

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO, S. Q.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, São Paulo , v. 50, n. 316, p. 324-330, Dec. 2004

PAN, J.R., HUANG, C., LIN, S. Re-use of fresh water sludge in cement making. **Water Science Technology**, v. 50, n. 9, p. 183-188, 2004.

RICHTER, C.A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de águas**. 102p. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2001.

RUVIARO, A. S.; SILVESTRO, L.; SCOLARO, T. P.; PELISSER, F.; GLEIZE, P. J. P. Incorporação de lodo calcinado de estação de tratamento de água como material cimentício suplementar. **Ambient. constr.**, Porto Alegre , v. 20, n. 4, p. 243-260, Dec. 2020 .

SAIANI, C.C.S; TONETO JÚNIOR, R. Evolução do acesso a serviços de saneamento básico no Brasil (1970 a 2004). **Economia e Sociedade** [online]. 2010, v. 19, n. 1

SALES, A., DE SOUZA, F.R., ALMEIDA, F.R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction Building Material**. v.25, n. 6, p. 2793–2798, 2011

SANTOS, F. F. S.; FILHO J. D.; MACHADO C. T.; VASCONCELOS J. F.; FEITOSA F. R. S. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 4, n. 1, 2018.

SANTOS, G. R.; KUWAJIMA, J. I.; SANTANA, A. S. **Regulação e investimento no setor de saneamento no Brasil: trajetórias, desafios e incertezas**. 2020.

SMIDERLE, J. J. Estudo de viabilidade para destinação final do lodo da ETA Laranjal/RJ. 99f. **Trabalho de Graduação** (Curso de Engenharia Civil). UFRJ - Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

TANTAWY, M.A. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. **Materials Research Bulletin** 61, 415–421, 2015

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações e tratamento de água do Estado de São Paulo. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Paraíba, 2001**. Anais... ABES: João Pessoa. 2001.

DESAGUAMENTO DE LODOS DE ETAS: EXPERIÊNCIAS BEM-SUCEDIDAS COM EMPREGO DE LEITO DE DRENAGEM

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 19/08/2021

Antonio Osmar Fontana

Port Engenharia Ltda
São José do Rio preto – SP
<http://lattes.cnpq.br/8325560641179678>

João Sergio Cordeiro

Universidade federal de São Carlos e Allevant
Educação
São Carlos – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/2572864522562875>

Cali Laguna Achon

Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)
São Carlos – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/0307406069325793>

Marcelo Melo Barroso

Instituto Abraço
Porto Velho - Rondônia
<http://lattes.cnpq.br/6326827927032795>

Renan Felicio dos Reis

Instituto Federal de São Paulo (IFSP) –
Campus São Roque
São Roque – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/1840510720475585>

RESUMO: Os sistemas de potabilização de água para consumo público com captação superficial, na sua maioria, utilizam as estações de tratamento de água (ETAs) convencionais de ciclo completo com o emprego da coagulação química, que geram resíduos, destacadamente o lodo de

ETA (LETA). Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2017 (IBGE, 2017) 69% do lodo ainda é lançado de forma inadequado. A quantidade gerada pode atingir até 5% do volume de água tratada na ETA e apresentam forma fluida com baixas concentrações de sólidos e grande quantidade de água, sendo o desaguamento a principal forma de tratamento. O leito de drenagem (LD) é um sistema natural de desaguamento de LETA que usa geotêxtil como meio filtrante e foi proposto por Cordeiro (2001). O primeiro sistema de LD em escala real foi implantado e pesquisado por Fontana (2004), na ETA do município de Cardoso/SP, sendo que a avaliação das questões operacionais e de projeto foram fundamentais para permitir a implantação do LD em outros diferentes locais e ETAs. Sendo assim, as experiências em casos reais de implantação de LD em ETAs, demonstram a viabilidade técnica, operacional e construtiva deste sistema natural de desaguamento de LETA, que foram implantados a cerca de 8 a 16 anos, tiveram troca do geotêxtil entre 3 e 8 anos, evidenciando a efetividade do sistema, além de ser um sistema natural aberto sem a necessidade de uso de condicionantes químicos (polímeros). Além disto, a qualidade do líquido drenado, com o uso do geotêxtil não tecido como meio filtrante no LD, também foi evidenciada nos estudos em escala real. Sendo assim, esse sistema de desaguamento pode ser implantado em estações de pequeno e médio porte, trazendo benefícios, principalmente ambientais, atendimento à legislação e propiciando a destinação ambientalmente adequada do LETA.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo, tratamento de água,

DEWATERING SLUDGE FROM WATER TREATMENT PLANTS: SUCCESSFUL EXPERIENCES WITH THE USE OF DRAINAGE BED

ABSTRACT: The majority of water purification systems for public consumption with surface capture use conventional full-cycle water treatment plants (WTP) with the use of chemical coagulation, which generate residues especially WTP sludge. According to the 2017 National Basic Sanitation Survey (IBGE, 2017), 69% of the sludge is still inappropriately disposal. The amount generated can reach up to 5% of the volume of water treated at the WTP and they present a fluid form with low concentrations of solids and large amounts of water, with dewatering being the main form of treatment. The drainage bed (DB) is a natural dewatering system to WTP sludge that uses geotextiles as a filtering and was proposed by Cordeiro (2001). The first full-scale DB was implemented and researched by Fontana (2004), at the WTP in the municipality of Cardoso-SP. Thus, experiences in real cases of DB implantation in WTPs demonstrate the technical, operational and constructive feasibility of this natural sludge dewatering system, which were implemented about 8 to 16 years ago, had the geotextile exchanged between 3 and 8 years, showing the effectiveness of the system, in addition to being an open natural system without the need to use chemical conditioning (polymers). In addition, the quality of the drained liquid, with the use of non-woven geotextile as a filtering in the LD, was also evidenced in the real-scale studies. Therefore, this dewatering system can be implemented in small and medium-sized stations, bringing benefits, mainly environmental, compliance with legislation and providing for the environmentally appropriate disposal of WTP sludge.

KEYWORDS: Sludge, Water Treatment Plant, Dewatering, Drainage Bed, Geotextile.

1 | ASPECTOS GERAIS

O Brasil possui 5570 municípios, sendo a grande maioria destes com população de até 100.000 habitantes que concentra cerca de 43% da população, destacando-se que cerca de 88% dos municípios possuem população com até 50.000 habitantes (IBGE, 2021). O sistema de abastecimento de água é fundamental para a sobrevivência do homem. Atualmente, cerca de 85% da população brasileira estão situadas nas áreas urbanas. Em função das características das águas superficiais, cada dia mais comprometidas, se torna necessária a remoção de partículas que prejudicam a qualidade das águas, exigindo o emprego de Estações de Tratamento de Águas (ETAs). Estas, em suas operações e processos, geram resíduos que devem ser tratados de forma a não comprometer o meio ambiente. Um dos aspectos a serem buscados é a redução do volume dos resíduos, através da remoção de água.

Em 1999, o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) em seu primeiro edital definiu o tema “*Técnicas de Tratamento de Despejos Líquidos de Estações de Tratamento de Água*” com objetivo de fomentar redes de pesquisas na área e gerar soluções e tinha como propósito, pesquisar soluções para os lodos gerados em ETAs (LETAs), com

aporte financeiro da FINEP, CNPq, CAIXA, CAPES a apoio da ABES e SEPURB (CORDEIRO, 1999 e 2001). Cordeiro (2001), na segunda edição do PROSAB, propôs alterações na concepção dos sistemas tradicionais e naturais de desaguamento de LETA, removendo a camada filtrante de areia e incluindo geotêxtil, cujo sistema foi denominado Leito de drenagem (LD). Os estudos evoluíram com Achon e Cordeiro (2003); Fontana (2004); Achon, Barroso e Cordeiro (2005); Barroso (2007); Achon, Barroso e Cordeiro (2008) e Reis (2011); e Cordeiro *et al.* (2014). A evolução das pesquisas relacionadas ao desaguamento de LETA, usando Leito de Drenagem, com aplicabilidade em municípios de pequeno e médio porte, foram compilados por Achon, Reis e Cordeiro (2020).

Os sistemas de potabilização de água para consumo público com captação superficial, na sua maioria, utilizam as ETAs convencionais de ciclo completo com o emprego da coagulação química. No processo de coagulação dessas estações são empregados produtos químicos a base de sais de ferro ou de alumínio para retirada das impurezas presentes na água bruta. Através de seus processos subsequentes de floculação, decantação e filtração resultam na água tratada para distribuição e os resíduos que ficam retidos, principalmente nos decantadores e filtros, são denominados lodo de ETE (LETA) e água de lavagem de filtros (ALAF). Um dos principais problemas para essas estações é a adequação desses resíduos para destinação sem causar prejuízos ao meio ambiente. No Brasil, a maioria das ETAs lança os seus resíduos diretamente em corpos d'água com grande potencial poluidor. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008 (IBGE, 2008) 80% do lodo era lançado de forma inadequado, sendo 68% lançado nos corpos d'água e 22% em terreno, lixão ou aterro controlado. Mais recentemente, o PNSB de 2017 (IBGE, 2017) mostrou que 69% do lodo ainda é lançado de forma inadequado, sendo 56% lançado nos corpos d'água e 13% em terreno, lixão ou aterro controlado. Segundo o IBGE (2017) as outras formas de destinação são aterro sanitário (23%), reaproveitamento (7%) e outras (1%).

Esses resíduos possuem características físico-químicas que por determinações legais não podem ser lançados diretamente em corpos d'água sem tratamento prévio. A quantidade gerada pode atingir até 5% do volume de água tratada na ETA e apresentam forma fluida com baixas concentrações de sólidos e grande quantidade de água, normalmente acima de 95% de teor de umidade. Portanto, a solução dos problemas para esses resíduos passa pela necessidade de redução de volume, através de sistemas de desaguamento que proporcione a destinação ambientalmente adequada, aliada à redução de custos com transporte e destinação final.

Os meios de desaguamento podem ser mecânicos ou naturais. A escolha da tecnologia depende de um cuidadoso processo de verificação das condições operacionais das estações, características dos resíduos e condições regionais e locais. Principalmente para os sistemas naturais de desaguamento, as condições locais quanto à disponibilidade de área e clima são de grande importância.

No Brasil, por seu clima com insolação e evaporação favoráveis e a grande

disponibilidade de áreas, com custo acessível, os sistemas naturais podem apresentar resultados bastante promissores. No entanto, poucos registros de estações que utilizam esses sistemas são encontrados.

Cordeiro (1993 e 2001) realizou uma série de estudos com o leito de secagem tradicional em escala piloto com diversos arranjos buscando uma melhor condição de desaguamento e de operação. A evolução apresentou um leito com meio drenante constituído de apenas uma camada de brita e recoberta com geotêxtil. Com os resultados de tempo de drenagem bastante reduzidos, este leito passou a ser denominado de Leito de Drenagem (LD). O desenvolvimento de estudos dessa tecnologia em escala real é bastante importante para avaliação de parâmetros de projeto, características construtivas e condição operacional. A viabilidade desse sistema proporciona grandes ganhos ambientais com redução de lançamentos de resíduos de forma inadequada e possibilidade de reuso da água.

2 | RESÍDUOS DAS ETAS E SEUS IMPACTOS

As ETAs de ciclo completo funcionam como indústrias transformando água bruta, com várias partículas indesejáveis, em água tratada, que deve estar em consonância com os padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde. No entanto, essa operação/ processo gera resíduos nos decantadores e filtros, como ilustra a Figura 1.

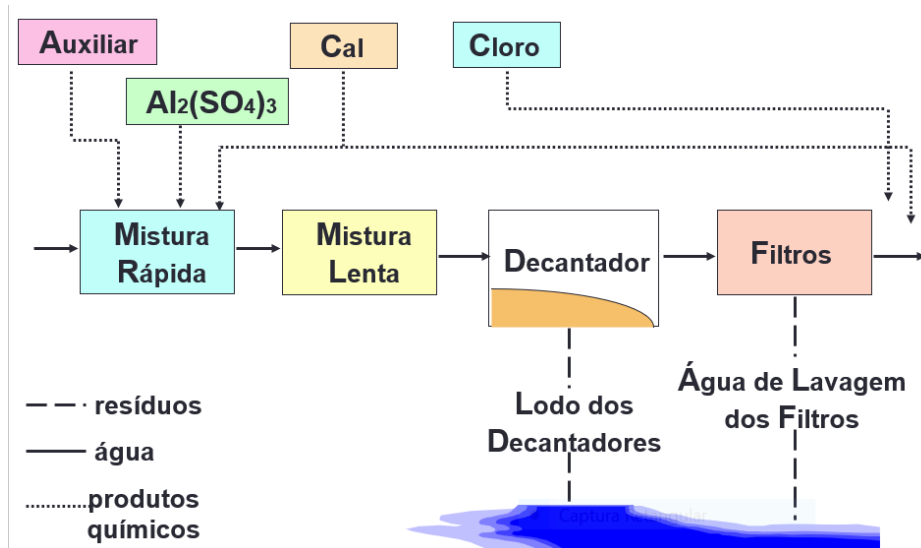


Figura 1 – Esquema ilustrativo de ETA convencional de ciclo completo.

Fonte: Cordeiro (2001).

Nas Figuras 2 e 3 tem-se fotografias da geração e limpeza de decantadores e filtros, respectivamente. Observa-se que esses resíduos são gerados em quantidade e exigem

cuidados especiais por parte de operadores e gestores.



Figura 2 – Resíduos gerados em decantadores de ETAs.

Fonte: Cordeiro (2001).



Figura 3 – Resíduos gerados nos filtros de ETAs.

Fonte: Cordeiro (2003) e (2017).

Por outro lado, o lançamento desses resíduos em corpo d'água de forma inadequada, sem tratamento, causa impactos negativos no meio ambiente, como ilustrado na Figura 4. Esse lançamento descumpra a Lei 9 605/1998 e Lei 12 305/2010. Nesse sentido, os gestores das ETAs estão sujeitos a responder criminalmente e administrativamente. A busca de solução do problema é fundamental para a busca da eficiência da ETAs, como preconizado na Norma ISO 24 512 de 2007.



Figura 4 - Lançamento de resíduo de ETA em cursos d'água.

Fonte: Cordeiro (1992) e Fontana (2004).

3 I REDUÇÃO DE VOLUME DOS LETAS

O objetivo do desaguamento ou remoção de parcela de água dos resíduos consiste na redução de seu volume. A Figura 5 ilustra, esquematicamente, algumas formas de redução de volume, classificando-as de acordo com os sistemas: natural e mecânico.



Figura 5 - Formas de redução de volume de resíduo de ETA.

Fonte: adaptado de Cordeiro (1999).

Segundo Cordeiro (1999), em um caso real de definição e implantação de um tipo de sistema de desaguamento do resíduo de ETA, vários fatores devem ser considerados, podendo ser citados: área necessária para implantação e seu custo, distância da estação até a destinação ou disposição final, condições climáticas, custo dos equipamentos, operação, preparo de recursos humanos para operação, necessidade de condicionamento, entre outros.

Sendo assim, no sistema de desaguamento é importante que a água livre do lodo seja removida de forma rápida para que se atinja um tempo mínimo de operação. Uma vez removida, essa água pode ser reciclada no início do processo ou reutilizada sem causar grandes prejuízos, merecendo, obviamente, atenção especial, pois no caso de desaguamento de resíduos provenientes dos filtros, deve-se atentar para a qualidade microbiológica da água, caso em que, se o sistema de tratamento da ETA for de filtração direta, essa atitude pode afetar seriamente a qualidade da água afluente aos filtros. Vale lembrar que, para a obtenção dos sólidos finais resultantes da operação de desaguamento certa quantidade de

energia é necessária, sendo esta natural (solar) e/ou mecânica (elétrica). Uma vez atingido o produto (resíduo desaguado), este pode ser disposto em aterros ou utilizado em sistemas de codisposição, como matrizes cerâmicas ou de cimento e outros usos benéficos que são objeto de pesquisas já concluídos, conforme reportado por Urban *et al.* (2019) ou em andamento.

Como a redução do volume dos resíduos das ETAs consiste no objetivo final dos sistemas de desaguamento, esta redução pode ser realizada com a remoção da água livre e nos interstícios dos sólidos. Assim sendo, várias podem ser as alternativas para remoção de água, merecendo destaque no Brasil os sistemas naturais, devido as condições favoráveis.

4 | LEITOS DE SECAGEM TRADICIONAIS

Leitos de secagem consistem em tanques rasos compostos de duas ou três camadas de areia com granulometria variável e cerca de 30 cm de espessura. A Figura 6 representa o sistema completo: camada suporte, meio filtrante e sistema drenante. A camada suporte do leito de secagem possui uma espessura aproximada de 0,15 a 0,30m de brita, sendo o meio filtrante composto por areia com 0,15 a 0,30 de espessura, tamanho efetivo de 0,3 a 0,5 mm e coeficiente de não-uniformidade menor que 5,0 e, por fim, o sistema drenante é composto por tubos perfurados de 150 ou 200 mm de diâmetro (CORDEIRO, 1999).

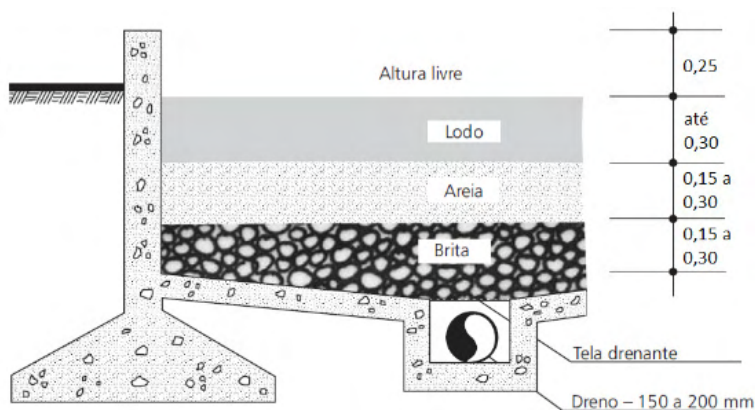


Figura 6 - Representação esquemática de leito de secagem tradicional (corte).

Fonte: Cordeiro (1999).

Existem ocasiões em que o fundo do leito de secagem recebe uma camada impermeabilizante, contudo, tradicionalmente, o fundo é o próprio solo. A operação destes leitos deve ser realizada de forma que, entre um despejo e outro, seja observada a secagem total do lodo, bem como a altura da camada despejada que, após ser espalhada uniformemente, é importante respeitar a altura máxima de 30 cm.

5.1 LEITOS DE DRENAGEM (LD)

Os leitos de drenagem são leitos de secagem modificados, que foram denominados desta forma em função de sua resposta à drenagem, durante o desaguamento de LETA. O sistema foi estudado por Cordeiro (1993 e 2000), que propôs algumas alterações no processo tradicional de leito de secagem, em que o meio filtrante é constituído por areia de granulometria específica, apoiada sobre uma camada suporte de brita. No sistema tradicional o tempo de remoção de água constitui-se a somatória do tempo de drenagem e de evaporação da água, assim, as condições de drenagem têm tanta influência quanto as condições climáticas, que proporcionam a remoção da água remanescente por meio da evaporação. Na estrutura dos leitos de secagem tradicionais a camada de lodo pode atingir 30 cm (Cordeiro, 2001).

O leito de secagem modificado estudado por Cordeiro, propôs a colocação de geotêxtil sobre a camada filtrante do leito. Isso possibilitou a remoção mais efetiva da água livre dos lodos, mesmo utilizando areia de construção como meio filtrante. Os resultados dessa pesquisa evidenciaram que nem a areia, nem a espessura de camada filtrante eram decisivas na remoção da água livre.

Os resultados evoluíram e no PROSAB 2 – Tema IV foi desenvolvida a proposta modificado 2, conforme Figura 7, em que a areia foi removida e sobre a camada de brita, com espessura de 1 de 5 cm, foi colocado um geotêxtil não tecido, sendo que a camada de lodo neste caso passou a ser de até 50 cm. Essa evolução permitiu concluir que o tempo de drenagem da água livre diminuía bruscamente com o novo arranjo (modificado 2), como ilustra o gráfico da Figura 8.

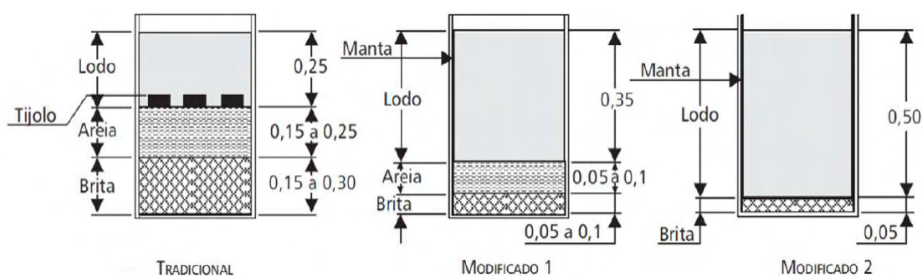


Figura 7 - Evolução dos experimentos de desaguamento de lodo de ETA em leitos modificados.

Fonte: Cordeiro (2001)

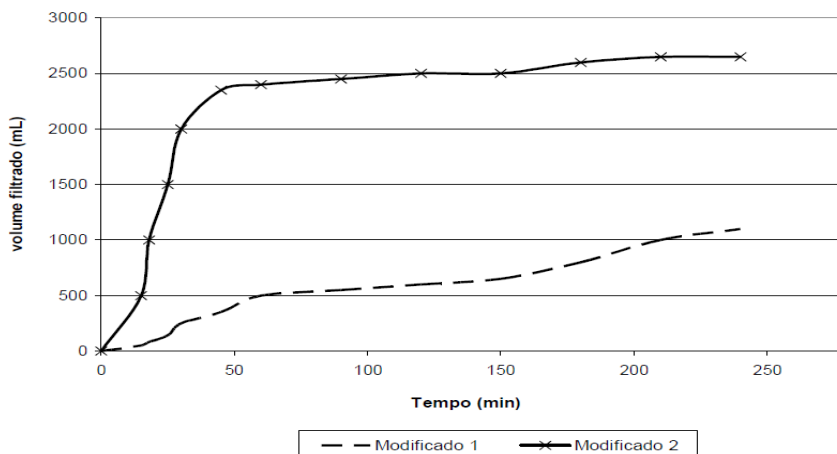
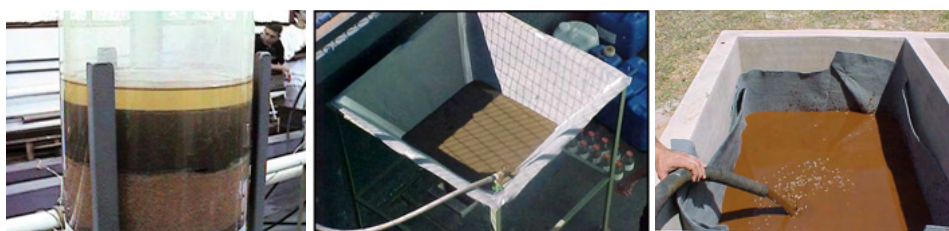


Figura 8 – Resultado dos ensaios de desaguamento (filtragem) de LETA para o sistema Modificado 1 e 2.

Fonte: Cordeiro (2001).

6 | A EVOLUÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Desde a concepção em 1999 do LD até o presente pode-se observar pesquisas com resultados bastante positivos, inclusive quando comparados a outros sistemas naturais de desaguamento. A Figura 9 ilustra o sistema de secagem tradicional e dois protótipos de leito de drenagem em escala piloto.



(a) Modificado 1

(b) LD em escala piloto 1

(c) LD em escala piloto 2

Figura 9 - Fotografias ilustrativos dos sistemas de leitos de secagem tradicionais e leito de drenagem em escala piloto.

Fonte: Cordeiro (1999 e 2001); Achon e Cordeiro (2003).

Na Figura 10 tem-se o protótipo de leito de drenagem em escala piloto, utilizado em várias pesquisas a partir de Cordeiro (2001), construído em chapa de aço galvanizado, que permite deslocamento para realização de ensaios em locais de interesse, em diferentes ETAs, ilustrando também a redução de volume do lodo.



Figura 10 - Fotografias ilustrativas do leito de drenagem em escala piloto, removível.

Fonte: Cordeiro (2001).

A partir das pesquisas desenvolvidas em escala laboratório e piloto, Achon e Cordeiro (2003) implantaram um projeto piloto de LD para desaguamento de LETA na ETA de Rio Claro – SP, conforme Figura 11, em que se pode verificar o desaguamento do lodo e a qualidade do drenado. O sistema piloto foi construído em alvenaria e implantado nesta ETA de ciclo completo, com vazão de 500 L/s, utilizando o lodo do decantador convencional.



Figura 11 - Fotografias ilustrativas do leito de drenagem piloto na ETA Rio Claro.

Fonte: Achon e Cordeiro (2003).

Os resultados das pesquisas realizadas em LD conseguiram abranger estudos de diferentes coagulantes, LD com e sem cobertura, variando alturas de lodo, aplicação em escala real, avaliando as características do drenado, demonstrando sua aplicabilidade para locais que possuem área disponível.

7 | DOS EXPERIMENTOS À PRÁTICA

Na sequência, Fontana (2004) em sua pesquisa implantou o primeiro sistema em escala real, na ETA do município de Cardoso/SP, gerenciado pela SABESP, que resultou na Dissertação de Mestrado junto ao PPGEU/UFSCar, conforme Figura 12. Em operação desde 2004, o sistema se comportou tal como as pesquisas em bancada e em escala piloto (Figuras 10 e 11).



Figura 12 - Leito de drenagem em escala real na ETA Cardoso – SP.

Fonte: Fontana (2004).

Uma das grandes contribuições do estudo de caso realizado por Fontana (2004), em escala real na ETA de Cardoso/SP, foi avaliar a vida útil do geotêxtil utilizada nos sistemas de LD, que só foi trocado após uma década de uso. Além disso, a avaliação das questões operacionais e de projeto foram fundamentais para permitir a implantação do LD em outros diferentes locais e ETAs, ratificando sua aplicabilidade para pequenas estações que possuem área disponível.

O uso de cobertura no LD foi pesquisado por Reis (2011), que contribuiu com resultados que permitem ampliar sua aplicação em regiões com elevados índices pluviométricos e melhorar a fase de secagem do lodo.

Após estas pesquisas e experiência exitosa em escala real, comprovando os resultados em laboratório e piloto, foram implantados outros sistemas, cujos resultados serão apresentados neste trabalho, em diferentes ETAs.

8 | IMPLANTAÇÃO DE LEITOS DE DRENAGEM EM ETAS – EXPERIÊNCIAS BEM-SUCEDIDAS

Este trabalho analisou o funcionamento dos Leitos de Drenagem implantados em ETAs com diferentes características e condições de funcionamento. Na Tabela 1, apresentam-se dados das 6 (seis) ETAs estudadas nos municípios de Cardoso (Sabesp), Guaíra (DEAGUA), Monte Aprazível (Sabesp), Nhandeara (Sabesp), Penápolis (DAEP) e Viradouro (SAE), todas no estado de São Paulo.

ETA	Pop. (hab.)	Vazão (L/s)	Coagulante	Decantador	Volume de Lodo gerado (m³/mês)	Intervalo de remoção lodo (dias)	Volume de ALAF (m³/ dia)
1	11.721	25	Sulf. Al.	Convencional	60	30	14,5
2	39.061	130	PAC	Convencional	260	80	506
3	23.458	47	Clor. Fe	Convencional	105	60	ND
4	10.782	25	PAC	Alta Taxa	30	30	ND
5	63.757	290	PAC	Convencional	960	60	30
6	18.347	80	PAC	Alta Taxa	600	40	160

Tabela 1 - Características das ETAs que implantaram o Leito de Drenagem (LD) em escala real.

ND- Não disponibilizado. ALAF – Água de lavagem de filtros

8.1 Leitos de Drenagem implantados em ETAs

A ETA pioneira na implantação de LD em escala real foi a ETA de Cardoso-SP, por Fontana (2004). Nesta concepção, o geotêxtil utilizado foi não tecido de poliéster, de referência comercial MT 600, com densidade superficial de 600 g/m², abertura de 0,06 a 0,13 μm e espessura de 4,4 mm. O Leito de Drenagem da ETA Cardoso, demonstrou elevado desempenho no desaguamento, com redução de 98% do volume de resíduos e qualidade do drenado quanto à turbidez, pH, série de sólidos e DQO, conforme Tabela 2, segundo Barroso (2007).

Parâmetros	Lodo bruto (decantador)		Líquido Drenado	
	2003	2004	2003	2004
Turbidez (uT)	-	-	0,7	0,9
pH	6,6	7,0	6,6	6,8
Sólido sedimentável (mg/L)	860	850	0,08	0,03
Sólido total (mg/L)	98397	28263	261	285
Sólido fixo (mg/L)	30368	20032	102	107
Sólido volátil (mg/L)	68029	8231	159	178
Sólido suspenso total (mg/L)	25150	28400	18	14
Sólido suspenso fixo (mg/L)	1200	5350	5	4
Sólido suspenso volátil (mg/L)	23950	23050	13	10

Tabela 2 - Características do lodo bruto e do líquido drenado no LD da ETA Cardoso.

Fonte: Barroso (2007).

Na Tabela 2 pode-se observar que o lodo bruto apresenta concentração de sólidos totais (ST) variável (98.397 mg/L e 28.263 mg/L), mesmo assim, a turbidez do líquido drenado foi abaixo de 1 uT (0,7 e 0,9 uT) e a concentração de sólidos totais abaixo de 300mg/L.

Dentre as considerações durante a implantação, Fontana (2004) ressaltou que as precipitações ocorridas nos períodos de secagem somente interferem nos primeiros dias após o lançamento do lodo no LD. Recentemente a referida ETA instalou uma cobertura móvel no LD com o objetivo de melhorar a eficiência do sistema, principalmente em relação à possibilidade de interferência mencionada (Figura 13).



Figura13 - Cobertura móvel instalada no LD da ETA de Cardoso-SP.

Fonte: Cordeiro et al. (2014).

As Figura 14 a 17 ilustram os Leitos de Drenagem das ETAs de Cardoso (ETA 1), Guaíra (ETA 2), Monte Aprazível (ETA 3) e Viradouro (ETA 6), respectivamente.



Figura 14 - Leito de Drenagem em escala real na ETA de Cardoso – SP.

Fonte: Fontana (2004).



Figura 15 - Leito de Drenagem em escala real na ETA de Guaíra – SP.

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



Figura 16 - Leito de Drenagem em escala real na ETA de Monte Aprazível – SP.

Fonte: dos autores (2017).



Figura 17 - Leito de Drenagem em escala real na ETA de Viradouro – SP.

Fonte: dos autores (2017).

Na Tabela 3 tem-se um compilado de informações de LDs implantados em escala real.

LD	Data de Implantação	Custo de Implantação (R\$)	Dimensões LxCxA ⁽¹⁾ (m)	Área total (m²)	N. de Módulos
1	2004	16.500	6x5x0,5	90	3 ⁽²⁾
2	2008	380.883	20x13x0,6	1040	4
3	2006	120.000	7,7x7x0,6	215,6	4 ⁽²⁾
4	2006	45.000	7x5x0,6	70	2
5	2009	607.164	20x20x0,8	1600	4
6	2012	458.000	28,4x15x0,7	1700	4

(1) Dimensões do Leito de Drenagem (LD): Largura x Comprimento x Altura, em metros (m). (2) Leito de Drenagem (LD) com cobertura.

Tabela 3 - Leitos de Drenagem (LD) em escala real implantados nas ETAs.

LD	Tipo (3) Geotêxtil e massa por un. área (g/m²)	LD com cobertura	Sedimentador para ALAF	Uso de polímero	Ciclo de desaguamento	Troca do geotêxtil (anos)
1	NT e 600	Sim	sim	não	30	5
2	NT e 600	Não	sim	não	40	5
3	NT e 600	Sim	sim	não	ND	3
4	NT e 600	Não	sim	não	30	3
5	NT e 600	Não	sim	não	30	8
6	NT e 600	Não	sim	não	40	5

⁽³⁾ T - Tecido; NT-Não Tecido. ND- Não disponibilizado.

Tabela 4 - Leitos de Drenagem (LD) em escala real implantados nas ETAs (continuação)

9 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As experiências em casos reais de implantação de Leito de Drenagem (LD) em ETAs, demonstram a viabilidade técnica, operacional e construtiva deste sistema natural de desaguamento de LETA.

O LD se mostrou viável para ETAs com vazão de 25 L/s até 290L/s, ou seja, com população de até cerca de 64.000 habitantes.

Esses leitos que já foram implantados a cerca de 8 a 16 anos, tiveram troca do geotêxtil entre 3 e 8 anos, evidenciam a efetividade do sistema, além de ser um sistema natural aberto sem a necessidade de uso de condicionantes químicos (polímeros).

A qualidade do líquido drenado com o uso do geotêxtil não tecido como meio filtrante no LD também pode ser evidenciada nos estudos em escala real, permitindo o retorno ou recirculação da água drenada para entrada da estação ou lançamento em corpos d'água.

Sendo assim, esse sistema de desaguamento pode ser implantado em estações de pequeno e médio porte, trazendo benefícios, principalmente ambientais, atendimento à

legislação e propiciando a destinação ambientalmente adequada do LETA.

REFERÊNCIAS

- Achon, C.L., Cordeiro, J.S. (2003) **Gerenciamento de lodo de ETAs – Remoção de água livre através de Leitos de Secagem e Lagoas**. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville - SC: Anais ABES, cd. I047.
- Achon, C.L., Barroso, M.M., Cordeiro, J.S. (2005). **Desempenho do Leito de Drenagem para desaguamento de lodo de ETA, que utilizam diferentes coagulantes, considerando as variáveis climáticas**. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande - MS: Anais ABES, cd. I-170.
- Achon, C.L., Barroso, M.M., Cordeiro, J.S. (2008). **Leito de Drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água**. Revista Engenharia Sanitária e ambiental. ABES, Rio de Janeiro. Vol. 13, Nº 1, jan/mar 2008, 54-62p.
- ACHON, C. L.; REIS, R. F.; CORDEIRO, J. S. (2020). **Leitos de drenagem para resíduos de ETAs: contribuição do PPGEU para municípios de pequeno e médio porte**. In: VENTURA et al. (2020) Org. 25 anos: programa de pós-graduação em engenharia urbana – PPGEU. São Carlos: UFSCar/ CPOI, 2020.
- Barroso, M.M. (2007) **Influência das micro e macro propriedades dos lodos de estações de tratamento de águas no desaguamento por leito de drenagem**. 249p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.
- CORDEIRO, J. S. (1993) **O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas**. 342 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.
- CORDEIRO, J. S. (1999). **Importância do Tratamento e Disposição Adequada dos Lodos de ETAs**. In: REALI, Marco Antonio Penalva (Coord.). Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de ETA. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, p.1-19, 1999.
- Cordeiro, J.S. (1999). **Remoção Natural de Água de Lodos de ETAs Utilizando Leitos de Secagem e Lagoas de Lodo**. In: REALI, M.A.P et al. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água., Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB.
- Cordeiro, J.S. (2001). **Processamento de lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs)**. In.: ANDREOLI, C.V. et al. Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB.
- CORDEIRO, J.S., REIS, R. F.; ACHON, C.L.; BARROSO, M. M. (2014). **Evolução dos Leitos de Drenagem (LD) no Brasil – uma década de avanços**. In: XXXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS), Anais. Monterrey - México, 2014. Cod. 332-T8-Cordeiro-Brasil-1, 8 p.
- Fontana, A. O. (2004). **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros – estudo de caso – ETA Cardoso**. 161 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos/UFSCar. São Carlos.

IBGE (2008). **Pesquisa nacional de Saneamento Básico - PNSB**. <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2008>>, acessado em 10/08/2021.

IBGE (2017). **Pesquisa nacional de Saneamento Básico - PNSB**. <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2017>>, acessado em 10/08/2021.

IBGE (2021). **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. <<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao%20acesso>>, acessado em 10/08/2021.

Reis, R.F. (2011). **Estudo de Influência de Cobertura Plástica na Remoção de Água de Lodos de Estações de Tratamento de Água em Leitos de Drenagem**. 131p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos/UFSCar. São Carlos.

URBAN, R. C.; ISAAC, R. L. ; MORITA, D. M. (2019). **Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: estado da arte**. REVISTA DAE, v. 67, p. 128-158, 2019.

CAPÍTULO 10

A IMPORTÂNCIA DA COBERTURA NA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE DESAGUAMENTO DE LODO DE ETA EM LEITOS DE DRENAGEM

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 19/08/2021

Renan Felicio dos Reis

Instituto Federal de São Paulo (IFSP) –
Câmpus São Roque
São Roque – SP
<http://lattes.cnpq.br/1840510720475585>

Cali Laguna Achon

Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)
São Carlos – SP
<http://lattes.cnpq.br/0307406069325793>

João Sergio Cordeiro

Universidade federal de São Carlos e Allevant
Educação
São Carlos – SP
<http://lattes.cnpq.br/2572864522562875>

RESUMO: O tratamento de água através é fator decisivo na manutenção da qualidade do produto a ser distribuído à população. As estações de tratamento de água (ETAs) convencionais de ciclo completo geram resíduos, principalmente o lodo, que precisam ser tratados e destinados de forma ambientalmente adequada. O leito de drenagem (LD) é um sistema natural que usa geotextil como meio filtrante, que foi proposto por Cordeiro (2001) para redução de volume de lodo gerado em ETAs. Este trabalho tem por objetivo analisar a eficiência de cobertura plásticas no LD. Sendo assim, foram realizados ensaios, usando dois protótipos de leito de drenagem em chapa galvanizada com

capacidade aproximada de 260L, comparando a eficiência de desaguamento com e sem o uso de cobertura. Os resultados demonstraram obter lodo com menor teor de umidade quando se utiliza cobertura, sendo que o melhor resultado apresentou um lodo final 56% mais “seco” que na ausência de cobertura em 7 dias. Assim, o uso de cobertura para auxiliar no processo de remoção de água de lodo deve ser bem planejado e concebido de maneira particular, a depender de condições climáticas do local, bem como características específicas do lodo. Ademais, a cobertura adotada para implantação não tem apenas o objetivo de proteger o material do contato direto com água de chuva, mas pode e deve ser pensada de forma a potencializar o fenômeno de evaporação ou perda de umidade, acelerando o processo de evaporação da água presente no lodo, inibindo a possibilidade de regredir no processo de secagem de lodo mesmo em condições adversas, como as precipitações.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo, ETA, Desaguamento, Leito de drenagem, Cobertura plástica.

THE IMPORTANCE OF COVERING IN THE EFFICIENCY OF DEWATERING WTP SLUDGE BY DRAINAGE BEDS

ABSTRACT: The treatment of water through is a decisive factor in maintaining the quality of the product to be distributed to the population. The conventional complete cycle of water treatment plants (WTP) generates residues, mainly sludge, which must be treated and prepared in an environmentally appropriate way. The drainage bed (DB) is a natural system that uses

geotextiles as a filtering, which was proposed by Cordeiro (2001) to reduce the volume of sludge generated in WTP. This work aims to analyze an efficiency of plastic coverage in DB. Therefore, tests were carried out, using two prototypes of drainage bed in galvanized sheet with an approximate capacity of 260L, comparing the dewatering efficiency with and without the use of a covering. The results showed to obtain sludge with lower moisture content when using coverage, and the best result presented a final sludge 56% “drier” than in the absence of coverage in 7 days. Thus, the use of cover to assist in the sludge water removal process must be well planned and designed in a particular way, depending on local climatic conditions as well as specific sludge characteristics. Furthermore, the coverage adopted directly for implementation is not only intended to protect the material from contact with rainwater, but it can and should be thought of in a way to enhance the phenomenon of evaporation or loss of moisture, accelerating the process of water evaporation present in the sludge, inhibiting the possibility of regressing in the sludge drying process even under adverse conditions, such as precipitation.

KEYWORDS: Sludge, Water Treatment Plant, Dewatering, Drainage Bed, Plastic Cover.

1 | ASPECTOS GERAIS

O mundo vem sofrendo grandes transformações, exigindo do setor produtivo e de serviços ações mais efetivas em relação às atitudes desenvolvidas. A **QUALIDADE TOTAL** é hoje meta de muitas organizações para a busca da competitividade junto ao mercado nacional e internacional. Para tanto, as empresas devem adequar seus programas de qualidade que hoje extrapolam o “chão de fábrica”, passando por ações mais efetivas em relação à questão ambiental.

A série de normas ISO 14.000/2015 trás essas prerrogativas para serem aplicadas pelas empresas, buscando nova mentalidade que possibilite a conscientização para a **NÃO AGRESSÃO** ao meio ambiente. Dessa forma, produtos ambientalmente corretos serão a tônica para o século XXI.

A poluição do solo, água e ar tem levado a preocupações relevantes em vários níveis de decisão, fazendo com que cada dia mais haja o envolvimento de pessoas para a minimização do problema. Assim, a competitividade e a busca de novos mercados têm sido mais amplas. As exigências legais também têm sido mais efetivas e as restrições mais frequentes, fazendo com que gestores se conscientizem sobre a questão ambiental de forma mais decisiva.

Os serviços de abastecimento de água nas áreas urbanas possuem algumas características que, no Brasil e em vários países, se constituem em monopólio, pois o consumidor não pode escolher seu fornecedor. No entanto, a busca de qualidade desses serviços deve ser realizada cada dia com mais eficiência, pois o problema da falta de água em algumas regiões já é realidade.

O tratamento de água através de estações de ciclo completo ou não, é fator decisivo na manutenção da qualidade do produto a ser distribuído à população. Esses sistemas

possuem formas diversas de operação e de manutenção, mas devem ser considerados como indústrias. Dessa forma, como um processo industrial, utiliza matéria prima e insumos, tais como, produtos químicos e energia, gerando água tratada para consumo e resíduos.

A aplicabilidade de conceitos de qualidade torna-se fundamental na visão moderna das empresas e os sistemas de tratamento de água são pontos fortes nessa visão. Faz-se necessário conhecer as estruturas de funcionamento das estações de tratamento, seus pontos vulneráveis e as maneiras de integração com o meio ambiente de forma mais abrangente.

Aspectos legais e normativos devem ser conhecidos e analisados por gestores de Sistemas de Tratamento de Água (SiTA), dentre eles, minimamente: Lei 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos); Lei 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais); Lei 11.445/2007 (Política Nacional de Saneamento Básico); Lei 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos); Lei 14.026/2020 (Novo Marco Legal do Saneamento). Além desse marco legal, várias Normas ISO como ISO 14.001/2015 (Gestão ambiental); ISO 24.512/2007 (Gestão de Sistemas de Abastecimento de Água); ISO 31.000/2018; (Gestão de riscos); ISO 20.001/2015 (Gestão de energia).

O entendimento desse arcabouço de leis e normas que são afetadas diretamente ao Sistema de abastecimento de água e ao tratamento de água deve ser de domínio dos gestores de SiTAs.

2 | A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ETA

Quando se analisa os sistemas de tratamento de águas pode-se verificar que existem algumas possibilidades de arranjos físicos para implantação dos mesmos que dependem de fatores como a característica da água bruta a ser tratada e as condições de preservação dos mananciais.

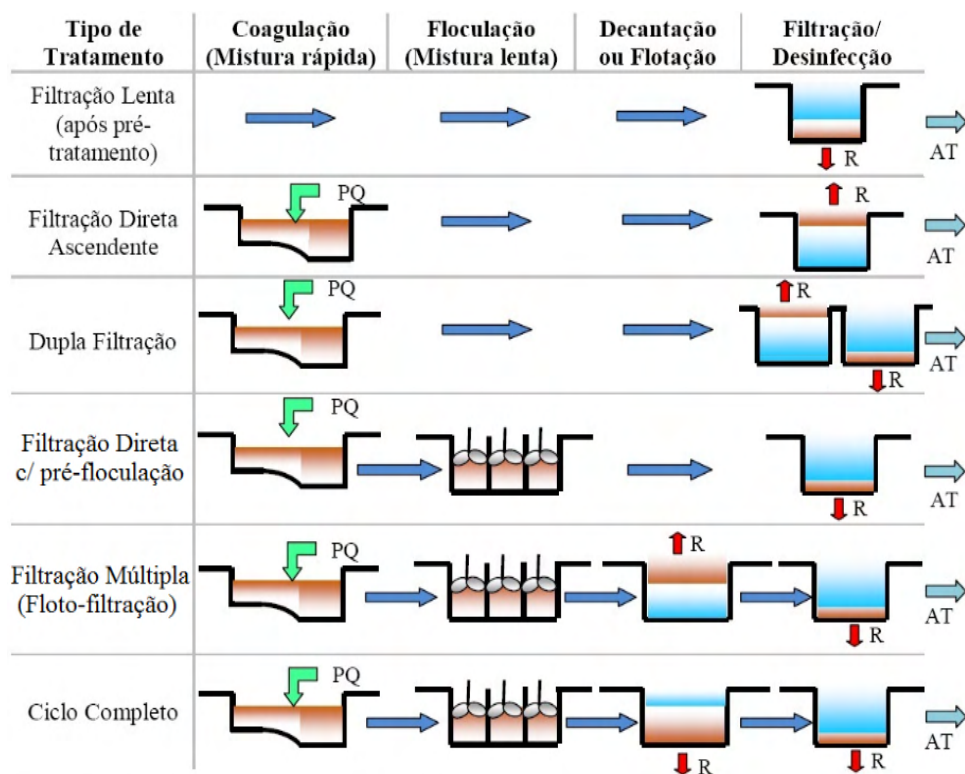
Dentre esses sistemas podem ser enumerados: sistemas de filtração direta; sistemas de filtração com pré-floculação; sistemas de ciclo completo ou tradicionais entre outros. Em qualquer desses sistemas prevalece alguns aspectos que devem ser trabalhados de forma a permitir que a estação forneça produto de qualidade e custo compatível.

Dentre esses itens podem ser citados:

- Qualidade do manancial e sua preservação;
- Distância e altura manométrica entre os pontos de captação e descarga (esse aspecto está ligado à energia consumida na adução da água bruta);
- Concentração e qualidade de produtos químicos empregados no sistema de tratamento adotado;
- Perdas de água no processo de tratamento em decantadores e/ou filtros;
- Impactos ambientais provocados pelos resíduos gerados no tratamento;

- Preparo de recursos humanos que operam e mantêm o sistema de tratamento;
- Atendimento à legislação vigente quanto ao produto a ser entregue à população;
- Análise da possibilidade de reuso, redução e reciclagem de subprodutos e rejeitos gerados.

Na Figura 1 estão ilustrados esquematicamente alguns tipos de tratamento adotados em ETAs com suas respectivas etapas principais.



AT = Água Tratada; PQ = Produtos Químicos; R = Resíduos.

Figura 1 - Tipologias de sistemas de tratamento de água.

Fonte: Adaptado de Papani (2009).

No Brasil, tem se observado que vários desses itens não têm sido trabalhados adequadamente, o que acarreta funcionamento indevido do sistema. Alguns trabalhos têm mostrado que vários mananciais não têm merecido a atenção necessária para a manutenção de sua qualidade. Além disso, na Região Metropolitana de São Paulo – RMSP sistemas como “Guarapiranga” que abastece a ETA – Alto da Boa Vista já se encontra com sérios problemas de qualidade da água bruta. Esses fatos levam ao funcionamento

inadequado dos sistemas exigindo novas posturas gerenciais.

3 | A ETA E SEUS RESÍDUOS

As estações de tratamento de água convencionais ou tradicionais de ciclo completo operam, em sua grande maioria com sistemas que dispõem de decantadores e filtros, além de tanques de preparo de produtos químicos. Esses sistemas funcionam, em sua grande maioria, retendo partículas nesses tanques dispendo-as em intervalos de tempo variáveis. No caso dos decantadores, esse material pode ficar retido por longos períodos de tempo, podendo atingir dezenas de dias. Como mostrado na Figura 2, esse resíduo pode atingir volume considerável e quando lançado no meio ambiente pode provocar inúmeros impactos.

Pode-se verificar que a forma de funcionamento não oferece nenhuma segurança aos operadores do sistema. Após essa remoção, na grande maioria das ETAs brasileiras, esse resíduo é lançado em cursos d'água, contrariando a legislação pertinente.



Figura 2 - Partículas retidas em tanques de decantação e limpeza dos tanques.

Fonte: Cordeiro (2001).

Outro aspecto importante que tem sido revelado em pesquisas conduzidas é o nível de escolaridade dos operadores dos sistemas. Resultados apontam que a maioria dos operadores (acima de 60% deles) têm formação totalmente inadequada frente às necessidades e responsabilidades exigidas nesse trabalho.

Existem alguns modelos que apresentam e classificam as águas presentes nos resíduos de ETAs. Segundo o modelo geral apresentado por Vesilind e Hsu (1997) e Smollen e Kafaar (1994), as águas presentes nos resíduos de ETAs possuem distintos estados físicos, os quais são (Figura 3):

- *Água livre* – fração de água que se move livremente, não associada aos sólidos. Essa água pode ser removida com relativa facilidade através de sedimentação gravitacional simples;

- *Água intersticial ou capilar* – essa fração está intimamente ligada à partícula floculada. Para remoção dessa fração existe a necessidade de aplicação de força mecânica, provocando a quebra do floco;
- *Água vicinal* – a água vicinal está fortemente ligada à partícula sólida devido à estrutura molecular da água: pontes de hidrogênio. A diferença entre essa fração e a intersticial é, simplificada, a quantidade de energia necessária para liberá-la, ou seja, necessita-se maior quantidade de energia para liberar a água vicinal em relação à intersticial;
- *Água de hidratação* – fração ligada quimicamente à partícula sólida coloidal. A remoção dessa água só é possível com aplicação de altas temperaturas ou com aplicação de elevada quantidade de energia elétrica, ou seja, somente por destruição termoquímica das partículas.

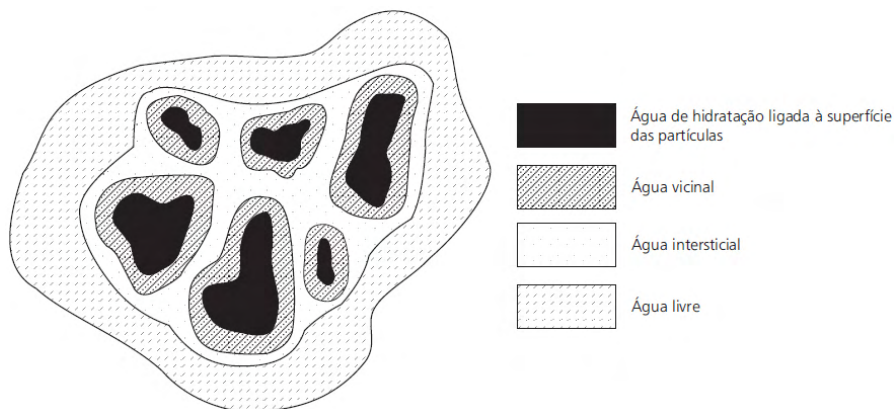


Figura 3 – Representação ilustrativa de classificação de águas presentes em lodos de ETAs.

Fonte: Reali (1999 *apud* Smollen & Kafaar, 1994).

Barroso (2007), discutindo a energia requerida (E_p) para remoção de cada fração de água apresentou um esquema ilustrativo identificando cada fração (Figura 4).

Assim, a energia E_p , que consiste na energia necessária para remoção da água livre, é menor que a energia E_2 , que é menor que E_3 , que é menor que E_4 . Logo, é possível afirmar que E_4 é muitas vezes maior que E_p , o que pode consequentemente implicar em maiores custos envolvidos para remoção desta fração de água que demanda maior quantidade de energia (BARROSO, 2007).

Em relação a parâmetros quantitativos, a quantidade de lodo produzida em determinada ETA depende de fatores como partículas suspensas e dissolvidas presentes na água bruta, que lhe conferem turbidez e cor; concentração de produtos químicos aplicados ao tratamento; tempo de permanência do lodo nos tanques; forma de limpeza dos mesmos; eficiência da sedimentação entre outros (CORDEIRO, 2001).

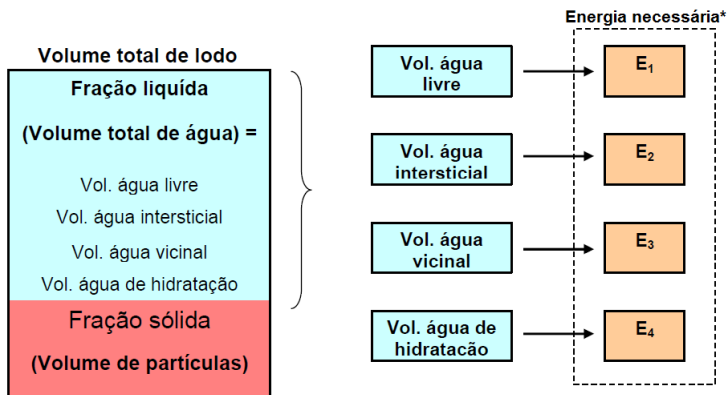


Figura 4 – Ilustração esquemática de energia requerida (*Ei) para remoção dos diferentes volumes de frações de água constituintes de lodo de ETAs.

Fonte: Barroso (2007).

4.1 REMOÇÃO DE ÁGUA DE LODO EM LEITOS DE DRENAGEM

Cordeiro (1993 e 2001), estudando a possibilidade de modificação da estrutura dos leitos de secagem tradicionais, observou que a colocação de manta geotêxtil sobre a camada filtrante do leito possibilitava remoção mais efetiva da água livre dos lodos, mesmo utilizando como meio filtrante areias de construção (grossa e fina) adquiridas no mercado. Nesta primeira modificação a areia era lavada e utilizada nos leitos com espessuras de 5 e 10 cm, porém os resultados dos ensaios evidenciaram que a areia e a espessura da camada filtrante não eram decisivos na remoção de água livre.

Os estudos evoluíram e Cordeiro desenvolveu uma nova proposta de leito modificado (leito modificado 2), publicada em 2001 através do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico 2 (PROSAB 2) – Tema 4, na qual a camada de areia foi removida e o leito passou a ser constituído de uma camada de brita nº 1 com 5 cm e, sobre ela, manta geotêxtil, com a camada de lodo atingindo até 50 cm. A Figura 5 ilustra as evoluções dos sistemas de leitos de secagem estudadas por Cordeiro (2001).

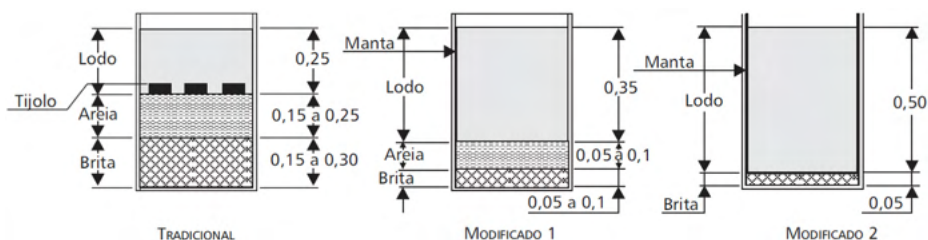


Figura 5 – Esquemas ilustrativos dos sistemas de leitos de secagem tradicionais e modificados por Cordeiro (1993) e (2000).

Fonte: Cordeiro (2001).

A proposta do leito modificado 2 permitiu significativa diminuição no tempo de drenagem de água livre presente no lodo. Os resultados obtidos comprovaram a diminuição do tempo de remoção de água livre nos leitos de secagem modificados 2 e ainda a obtenção de drenado de boa qualidade, passível de reutilização ou recuperação. Dessa forma, o leito modificado 2, isto é, o leito de secagem modificado conforme Cordeiro (2001) recebeu a denominação de *leito de drenagem (LD)*.

5 | COBERTURAS PLÁSTICAS

De acordo com o PROSAB (2009) – Tema 4 (Subprojeto 2: Uso de energia solar para secagem e higienização), pesquisas referentes à aceleração no processo de secagem de lodos em leitos de secagem cobertos foram desenvolvidas. Segundo considerações de trabalhos desenvolvidos, dois tipos de coberturas têm se destacado: cobertura com renovação de ar ilimitada (Figura 6) e cobertura com renovação de ar limitada (Figura 7).

Qualquer processo de secagem se baseia no fato de que moléculas de água passem do estado líquido para o gasoso, transformando-se vapor d'água. Entretanto, para que isso ocorra, certa quantidade de energia é requerida, podendo esta ser fornecida pelo Sol. Cada região é regida por leis próprias, devem ser criteriosamente consideradas na concepção de estufas para auxiliar na etapa de evaporação de água presente nos resíduos das ETAs. Estas formas de transmissão de calor são conhecidas como condução, convecção e radiação.

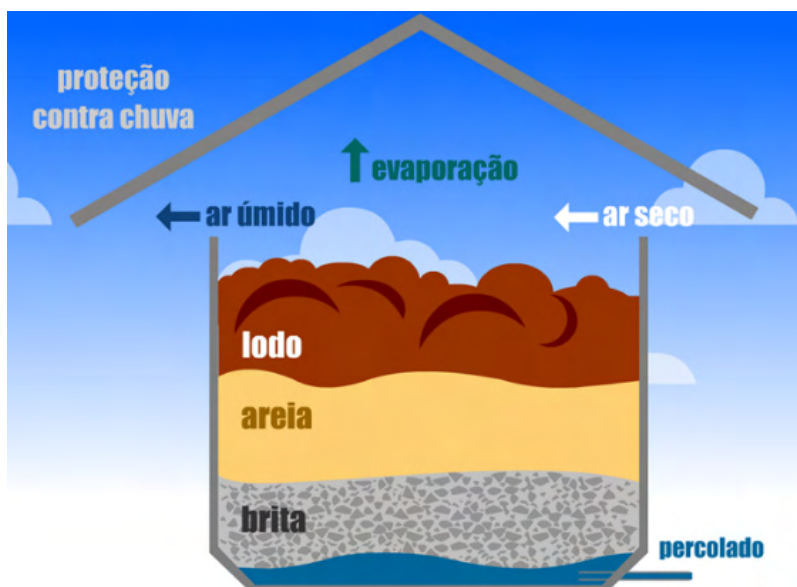


Figura 6 – Esquema simplificado ilustrando a cobertura com renovação de ar ilimitada em leito de secagem tradicional.

Fonte: Citado por Reis (2011)

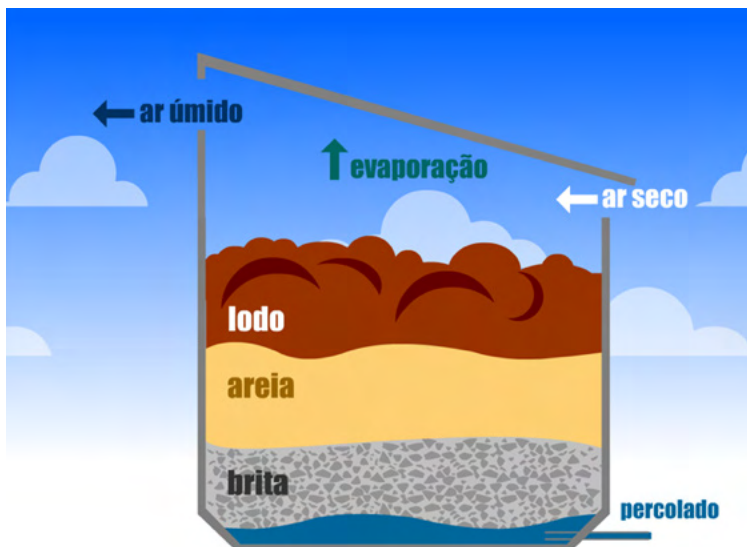


Figura 7 – Esquema simplificado ilustrando a cobertura com renovação de ar limitada em leito de secagem tradicional.

Fonte: Citado por Reis (2011)

A condução é um processo pelo qual o calor flui de uma região de temperatura elevada para outra de temperatura mais baixa, dentro de um meio (sólido, líquido ou gasoso) ou entre meios diferentes em contato físico direto. A energia intrínseca de um elemento de matéria, em virtude da velocidade e da posição relativa das moléculas, é chamada de energia interna. Assim, quanto mais rápido se movem as moléculas, maiores serão a temperatura e a energia interna do elemento da matéria. Quando as moléculas em uma região adquirem uma energia cinética média maior do que a das moléculas da região adjacente, o que se manifesta por uma diferença de temperatura, as moléculas possuidoras de maior energia transmitirão parte de sua energia para as moléculas da região de temperatura mais baixa, tendendo à uniformidade térmica de toda a região (KREITH, 1977).

Em se tratando de convecção, esta forma de transmissão de calor pode ser dita como uma operação de transporte de energia pela ação combinada da condução de calor, armazenamento de energia e movimento de mistura. Se uma partícula fluida tiver contato com uma superfície aquecida, se dilatará, isto é, aumentará seu volume mantendo o peso e tornando-se menos densa. Sendo assim, se afastará da superfície quente, fazendo com que uma partícula mais densa, por estar fria, aproxime-se da superfície, propiciando, portanto, um autêntico trânsito de partículas, umas se afastando e outras se aproximando da fonte quente, são as chamadas correntes de convecção. Como se observa, ocorre, de fato, um transporte de massa, mas, como a massa transportada altera o estado térmico, não se pode também deixar de caracterizar um transporte de calor. Essa convecção, unicamente comandada pela diferença de densidade de partículas, é chamada convecção livre ou convecção natural.

Existe também a convecção forçada ou convecção artificial, que pressupõe a necessidade de emprego de elementos mecânicos responsáveis por circulação de fluidos, tais como ventiladores, exaustores, compressores, bombas, etc. (ARAÚJO, 1978).

A transmissão de calor por radiação ocorre quando o calor se transmite de uma região à outra, sem que o meio intermediário se aqueça. Na realidade são ondas eletromagnéticas de determinada faixa de comprimento de onda que, emitidas por um corpo, se caracterizam por atravessar um meio transparente e, ao encontrarem um meio que lhes seja opaco, são absorvidas, ocorrendo conseqüentemente uma transformação de energia radiante em energia térmica (ARAÚJO, 1978).

Uma vez conhecidas as três formas de transmissão de calor (condução, convecção e radiação) e as premissas consideradas para concepção de estufas tradicionais para cultivo de alimentos foram adaptados sistemas com coberturas plásticas (espécies de estufas) para aumentar a eficiência no desaguamento de resíduos dos serviços de saneamento (lodos). Entretanto, como, neste caso, o intuito é criar uma atmosfera artificial estritamente para secagem do lodo, a umidade gerada internamente à estufa deve ser liberada, ou seja, a fim de se evitar um equilíbrio entre a pressão de vapor dentro e fora do lodo, o ar deve ser liberado para fora da estufa. Esta liberação pode ser considerada como natural, já que existem aberturas laterais e o vapor d'água é menos denso que o ar seco (correntes convectivas: ar menos denso sobe e ar mais denso permanece nas camadas inferiores). Dessa forma, sintetizando-se a ideia, neste caso, o intuito não é prender o ar úmido (vapor d'água) internamente à cobertura, mas sim liberá-lo para o ambiente externo, de forma que se permita continuamente a entrada de ar seco na estrutura. A Figura 8 ilustra o esquema de funcionamento de uma estufa para desaguamento de lodo em meio não mecanizado.

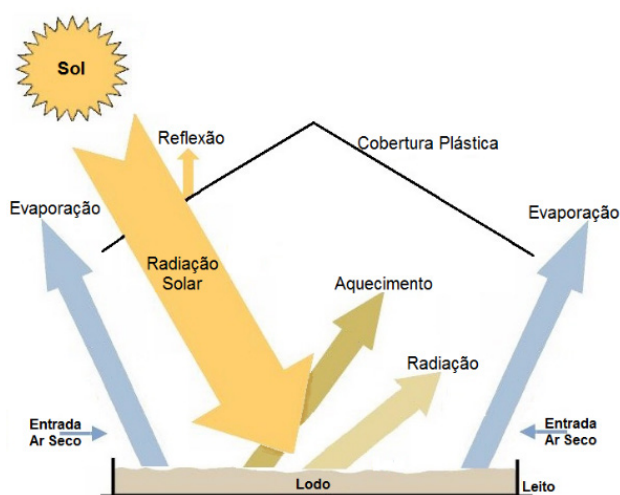


Figura 8 – Esquema de funcionamento de desaguamento de lodo em estufas.

Fonte: Citado por Reis (2011)

Existe também concepção de cobertura plástica para aceleração da operação de remoção de água de lodo possuindo abertura superior para ventilação e ventiladores axiais para auxiliar a evasão de ar úmido. A Figura 9 ilustra uma concepção como esta.

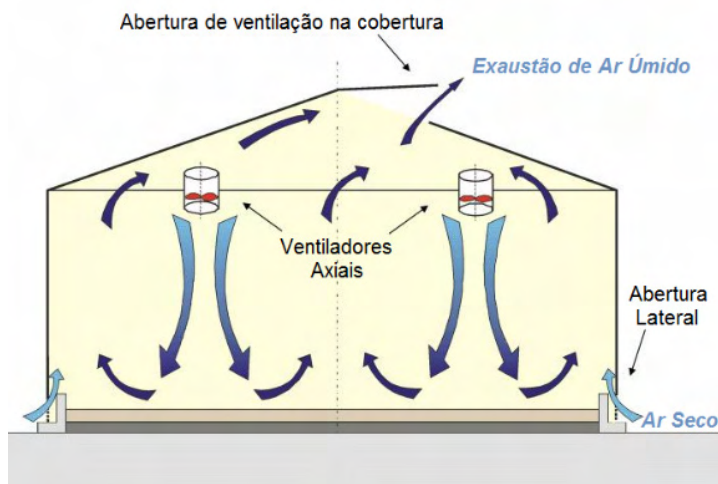


Figura 9 – Esquema de funcionamento de desaguamento de lodo em estufas.

Fonte: Citado por Reis (2011)

As coberturas plásticas, assim como as placas solares devem possuir inclinação e orientação adequadas conforme região onde estiverem localizadas para que exista maior aproveitamento da radiação incidente, resultando em melhor direcionamento dos raios refratados e maior aquecimento interno.

Em se tratando de ângulo de inclinação da cobertura em relação ao solo, é importante que este seja igual ou mais próximo possível da latitude do local de instalação. Normalmente, adiciona-se 10° a este ângulo, para compensar a variação anual da declinação solar.

Quanto à orientação, é imprescindível que pelo menos um dos lados da cobertura (preferência para o lado de maior área, quando ocorrer) esteja voltado para o hemisfério oposto ao que se localiza, ou seja, se a cobertura for instalada em um leito no Brasil, um dos lados deve estar voltado para o Norte, já que o Brasil se situa no hemisfério Sul.

6 | MÉTODOS APLICADOS AO LEITO DE DRENAGEM COBERTO

Os materiais utilizados na investigação principal apresentada neste artigo foram dois protótipos de leito de drenagem de chapa galvanizada com capacidade aproximada de 260L; tubos de aço; aproximadamente 5m² de tecido plástico do tipo PVC 0,30mm transparente para a construção da cobertura plástica; 16L de brita nº 1; manta geotêxtil não tecida de 600g/m²; lodo de ETA proveniente de decantador de ETA de ciclo completo convencional; materiais

complementares para coleta e realização dos ensaios; e equipamentos laboratoriais.

A Figura 10 ilustra esquematicamente a concepção do leito de drenagem com cobertura plástica, o que permite compreender também o leito de drenagem sem cobertura plástica, bastando apenas desconsiderar a cobertura. Foram realizados 6 (seis) ensaios efetivos simultâneos nos leitos de drenagem com e sem cobertura. A cobertura utilizada nos ensaios permitia ajuste de altura e, dos seis ensaios, dois foram realizados com cobertura a 20cm de altura em relação à borda do leito de drenagem e os demais a 30, 40, 50 e 60cm. Os ensaios foram realizados simultaneamente (com e sem cobertura) para avaliar as diferenças na remoção de água por conta da cobertura plástica, permitindo comparação. O volume de lodo de ETA despejado nos leitos foi de aproximadamente 220L, o que alcançou uma altura da camada de lodo de 50cm. Os seis ensaios foram realizados no fim do inverno e início da primavera.

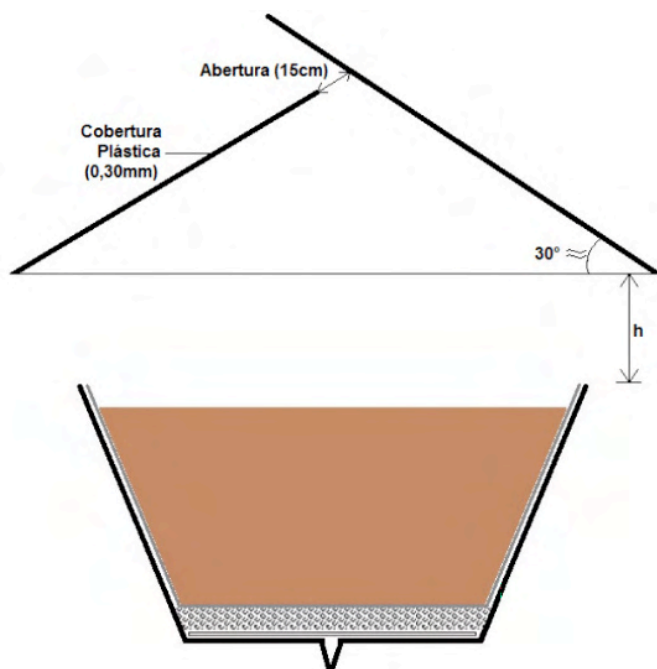


Figura 10 – Esquema do leito de drenagem com cobertura plástica.

Fonte: Citado por Reis (2011)

7 | RESULTADOS OBTIDOS

As Tabelas 1 e 2 sintetizam os resultados obtidos nos 6 (seis) ensaios simultâneos realizados, referentes ao lodo bruto, à água drenada acumulada no ensaio e aos dados meteorológicos.

Altura Cobertura Plástica →		0,2m	0,3m	0,4m	0,5m	0,6m	0,2m
Nº Ensaio →		E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	E-6
Lodo	Sólidos Totais (%)	0,42	0,20	1,41	1,20	0,18	2,22
	pH (%)	6,5	6,7	6,9	6,6	6,9	7,3
Água Dren.	Cor (uC)	52	45	97	111	50	60
	Turbidez (NTU)	4,9	5,5	11,3	61,1	6,7	3,7
Dados meteorológicos	Temperatura (°C)	17	18	17	22	18	20
	Umidade Relativa (%)	63	59	46	36	68	80
	Insolação (hbs)	61	NR	76	NR	39	21
	Nebulosidade	0,2	0,2	0,2	NR	0,3	0,8
	Velocidade do Vento (m/s)	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2
	Radiação (MJ/m²)	141	127	160	157	105	153
	Pluviosidade (mm)	0	0	0	0	0	113

Tabela 1 – Análises do lodo de ETA bruto e da água drenada em cada ensaio (E) variando a altura da cobertura plástica no leito de drenagem.

NR: não registrado.

Na Tabela 2 nota-se que a média de duração dos ensaios foi de 7 (sete) dias e que o ensaio com maior duração foi o E-6, com 11 (onze) dias. Em termos de agilidade na remoção da água e obtenção de lodo desaguado, pode-se afirmar que o E-5 foi o que mais se destacou, tendo duração de quatro dias e alcançando percentual de 89,49% de sólidos totais (ST). Entretanto, assim como também ocorreu no E-2, acredita-se que isso ocorreu principalmente devido ao baixo percentual de ST na amostra de lodo bruto, ou seja, 0,18% de ST para o ensaio E-5 e 0,20% de ST para o E-2, conforme Tabelas 1 e 2.

		DIA(S) APÓS DESPEJO DE LODO NO LEITO (% de Sólidos Totais)										
	Bruto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
E-1	Coberto	0,42	9,46	12,24	15,01	19,09	55,50	75,03	88,77	-	-	-
	S/ Cobertura	0,42	7,38	8,95	12,27	15,18	26,21	31,34	56,59	-	-	-
E-2	Coberto	0,20	8,18	14,64	20,69	37,44	63,87	89,89	-	-	-	-
	S/ Cobertura	0,20	7,14	12,76	17,93	24,12	43,79	69,18	-	-	-	-
E-3	Coberto	1,41	6,89	9,58	11,91	15,61	18,44	27,82	46,71	85,24	93,29	-
	S/ Cobertura	1,41	5,67	8,19	9,72	13,08	16,43	21,00	38,76	79,47	88,58	-
E-4	Coberto	1,20	7,98	9,47	12,32	23,12	37,69	56,45	83,02	-	-	-
	S/ Cobertura	1,20	4,84	7,33	10,52	21,42	32,04	54,13	75,46	-	-	-
E-5	Coberto	0,18	14,69	32,28	79,80	89,49	-	-	-	-	-	-
	S/ Cobertura	0,18	7,81	10,71	20,17	79,47	-	-	-	-	-	-
E-6	Coberto	2,22	5,50	10,37	11,66	13,61	13,73	14,08	14,80	16,37	16,91	17,29
	S/ Cobertura	2,22	3,34	6,04	6,27	8,71	7,03	8,25	9,07	8,37	10,08	11,94

Tabela 2 – Resultados diários de Sólidos Totais em cada ensaio simultâneo com e sem cobertura.

Quanto ao E-6, os resultados apontam que, no leito sem cobertura plástica, no 5º e 8º dias após o início do ensaio ocorreu diminuição no teor de ST presente na amostra, cuja causa se deve ao alto índice de pluviosidade nestes dias. Outro aspecto referente a este ensaio, ocorreu principalmente devido à ocorrência de chuvas, alta nebulosidade, queda de temperatura e menos horas de brilho solar (insolação), que consequentemente aumentou a duração do ensaio (11 dias) e atingiu um menor teor de ST (14,75% de ST sem cobertura plástica e 48,32% de ST no leito coberto) em relação aos demais. No entanto, um aspecto positivo que deve ser destacado no E-6 é que, no leito com cobertura não houve decréscimo de percentual de ST nas amostras diárias coletadas, ou seja, por estar protegido contra chuvas, mesmo em dias muito chuvosos, ainda que de maneira mínima, houve progressão no desaguamento do lodo de ETA, além de ter obtido resultado de ST bem superior com cobertura (48,32%) comparado ao sem cobertura (14,75%).

Comparando-se os percentuais de ST finais dos leitos com e sem cobertura plástica apresentados na Tabela 2, vê-se que as diferenças mais expressivas encontradas em um mesmo ensaio são referentes ao E-1 e E-6 (88,77% e 56,59%, e 48,32% e 14,75%, respectivamente), o que permite inferir que a 20cm de altura do leito de drenagem a cobertura plástica potencializa sua eficiência em relação à não utilização da cobertura. A Figura 11 ilustra graficamente o E-1 para facilitar a visualização e comparação.

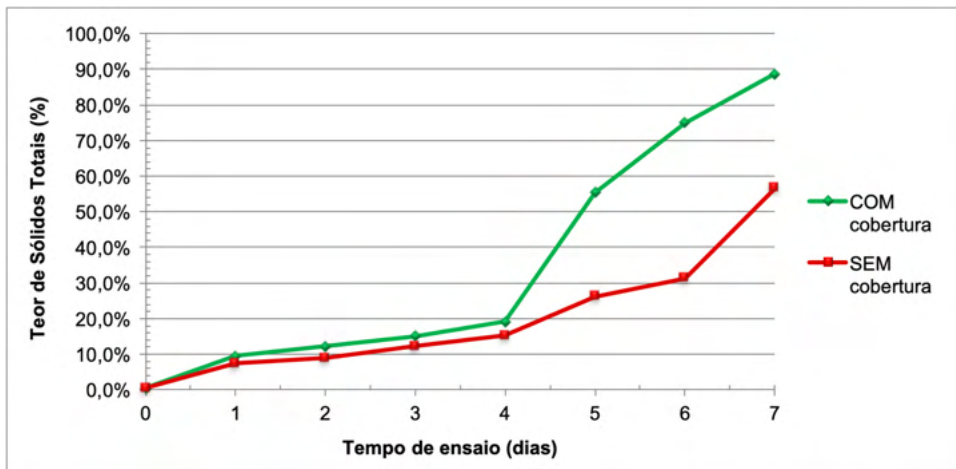


Figura 11 – Comparativo do teor de sólidos (ST) do LETA no LD com CP (0,20m) e sem CP para o Ensaio E-1.

8 | LEITOS COBERTOS ATUALMENTE NO BRASIL

A aplicação de cobertura em leitos no Brasil, embora existente, carece de critérios técnicos e científicos. Analisando-se as implantações de cobertura existentes, observa-se que, obviamente, buscou-se acima de tudo construir espécie de proteção contra umidade proveniente de precipitação. Dessa forma, percebe-se que não se oportunizou a implantação de coberturas também com finalidade de obter ganhos de evaporação em dias não chuvosos, mas tão somente de proteger os leitos da entrada de água de chuva. Para comprovar esta situação cita-se a aplicação de coberturas com trilhos deslizantes, de modo que apenas em dias chuvosos mantém-se a cobertura nos leitos e em dias sem chuva abre-se a cobertura.

Contudo, conforme descrito anteriormente, é possível obter benefícios por meio das coberturas também em dias sem ocorrência de chuvas, contanto que critérios técnicos e científicos sejam considerados. Ou seja, é possível, por meio da cobertura, propiciar um ambiente com capacidade maior de perda de umidade por evaporação que quando da ausência de cobertura.

No que se refere à implantação de cobertura em leitos de drenagem em escala real cita-se a ETA de Cardoso/SP e de Monte Aprazível/SP. A Figura 12 ilustra a cobertura implantada no leito de drenagem de Cardoso/SP.



Figura 12 – Leito de drenagem com cobertura na ETA de Cardoso/SP e Monte Aprazível/SP.

Fonte: Cordeiro et al. (2014) e Cordeiro (2018).

Pela Figura 12 percebe-se o que foi ante mencionado, uma vez que se trata de uma cobertura deslizante de material metálico (zinco) que, quando fechada, inclusive impede o contato da radiação com o material (lodo) em processo de desaguamento.

Em relação a Monte Aprazível/SP, a estrutura implantada, embora transparente, não contou com a melhor escolha de material bem como conformação adequada. Isso incorreu em rápido rompimento da cobertura por conta de intempéries naturais e não aproveitamento da conformação/estrutura para corroborar com a evaporação da umidade presente no lodo.

É possível citar também práticas de armazenamento de lodo previamente desaguado em locais dotados de cobertura (ex.: Taiaçupeba/SP). Esta prática normalmente tem também o objetivo de preservar o material do contato direto com águas de chuva e de favorecer a perda de umidade ao longo do tempo. Contudo, na prática, a grande maioria destas aplicações carecem também de rigor científico em suas concepções, de forma que a cobertura se torna apenas uma barreira contra a água de chuva ao invés de um fator que potencialize perda de umidade do material.

Assim, conforme já mencionado é importante que na concepção de coberturas, estas sejam planejadas de forma a propiciar renovação de ar ilimitadamente, preservando também o material do contato com água de chuva e favorecendo a ocorrência do fenômeno de evaporação, ou seja, atentando-se à condição de refração da radiação (ângulo de inclinação), maior aproveitamento da radiação incidente (orientação principal ao hemisfério oposto), tipo de material (resistência a intempéries e facilidade de manutenção) entre outras, ou seja, favorecendo as formas de transmissão de calor existentes: condução, convecção e radiação.

9 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Diante das discussões apresentadas é possível destacar que:
- O uso de cobertura para auxiliar no processo de remoção de água de lodo deve

ser bem planejado e concebido de maneira particular, a depender de condições climáticas do local, bem como características específicas do lodo;

- A cobertura adotada para implantação não tem apenas o objetivo de proteger o material do contato direto com água de chuva, mas pode e deve ser pensada de forma a potencializar o fenômeno de evaporação ou perda de umidade;
- O uso de cobertura plástica no leito de drenagem acelera o processo de evaporação da água presente no lodo;
- A cobertura plástica inibe a possibilidade de regredir no processo de secagem de lodo mesmo em condições adversas, como as precipitações;
- É importante que a cobertura plástica não possua aberturas laterais extensas, uma vez que melhores resultados obtidos foram para altura de abertura lateral de 20cm, quando em escala piloto;
- Todos os ensaios comparativos de desaguamento em leito de drenagem com e sem cobertura demonstraram obter lodo com menor teor de umidade quando se utiliza cobertura;
- O melhor resultado obtido foi no ensaio E-1, que obteve um lodo final 56% mais “seco” que na ausência de cobertura em 7 dias.

REFERÊNCIAS

ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Gerenciamento de lodo de ETAs: remoção de água livre através de leito de secagem e lagoas. AIDIS; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. Joinville, ABES, p. 1-10 Ilus, set. 2003.

ACHON, C. L.; REIS, R. F.; CORDEIRO, J. S. **Leitos de drenagem para resíduos de ETAs: contribuição do PPGEU para municípios de pequeno e médio porte.** In: VENTURA et al. (2020) Org. 25 anos: programa de pós-graduação em engenharia urbana – PPGEU. São Carlos: UFSCar/CPOI, 2020.

ARAÚJO, C. **Transmissão de calor.** Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1978.

BARROSO, M. M. **Influência das micro e macro propriedades dos lodos de estações de tratamento de águas no desaguamento por leito de drenagem.** 249p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

CORDEIRO, J. S. **O problema dos lodos gerados em decantadores de estações de tratamento de águas.** 342 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

CORDEIRO, J. S. **Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs).** In.: ANDREOLI, C. V. et al. (2001). Coord. Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES. Projeto PROSAB, 2001.

CORDEIRO, J.S., REIS, R. F.; ACHON, C.L.; BARROSO, M. M. (2014). **Evolução dos Leitos de Drenagem (LD) no Brasil – uma década de avanços**. In: XXXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS), Anais. Monterrey - México, 2014. Cod. 332-T8-Cordeiro-Brasil-1, 8 p.

KREITH, F. **Princípios da transmissão de calor**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1977.

PAPANI, P. C. **Gestão de Pessoas em Sistemas de Abastecimento de Água**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos/UFSCar. São Carlos, 2009.

PROSAB – Tema 4 – Edital 4. **Subprojeto Estabilização, secagem e higienização de lodos – Subprojeto 2: Uso de energia solar para secagem e higienização**. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/Prosab/videos/6.swf>>. Acesso em: 17 set. 2009.

REIS, R. F. **Estudo de influência de cobertura plástica na remoção de água de lodos de Estações de Tratamento de Água em leitos de drenagem**. 131 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos/UFSCar, São Carlos, 2011.

SMOLLEN, M.; KAFAAR, A. **Electroosmotically enhanced sludge dewatering: Pilot-Plant Study**. Water Science Technology. v. 30, n. 8, pp. 159-168, 1994.

VESILIND, P. A.; HSU, C. C. **Limits of sludge dewaterability**. Water Science Technology. v. 36, n. 11, pp. 87-91, 1997.

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE DESAGUAMENTO DE LODO – ETA SANTA BÁRBARA (RS)

Data de aceite: 01/10/2021

Data de Submissão: 03/08/2021

Daniele Martin Sampaio

Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas
(SANEP)

Pelotas, Rio Grande do Sul

<http://lattes.cnpq.br/7326936381804224>

Carlos Vinícius Caetano Gonçalves

Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas
(SANEP)

Pelotas, Rio Grande do Sul

Laone Hellwig Neitzel

Instituto Federal Sul-rio-grandense (IFSul)

Pelotas, Rio Grande do Sul

<http://lattes.cnpq.br/1369412740047103>

Karen Gularte Peres Mendes

Instituto Federal Sul-rio-grandense (IFSul)

Pelotas, Rio Grande do Sul

<http://lattes.cnpq.br/0336729097746821>

RESUMO: O presente artigo propõe a quantificação do lodo gerado nos decantadores (LETA) da Estação de Tratamento de Água Santa Bárbara, localizada no município de Pelotas (RS) e o desenvolvimento de alternativas para redução de volume por desaguamento. O destino inadequado deste resíduo gera impactos ambientais, como a contaminação do solo e dos corpos d'água, com consequências à fauna, à flora e ao próprio homem. Tratar o LETA e o dispor de maneira ambientalmente

correta, além de uma exigência legal, é um desafio para as prestadoras de serviços em saneamento e para os profissionais que atuam na área ambiental e sanitária. O trabalho foi realizado em parceria com o Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas (RS), SANEP, para adequação da estação conforme as normas e legislações vigentes, já que a estação não possui sistema de gestão algum do lodo gerado. As etapas metodológicas preliminares que possibilitaram o desenvolvimento do estudo foram a caracterização dos resíduos gerados tendo em vista parâmetros associados à geração de sólidos. As alternativas propostas para desaguamento foram leito de secagem, bag de geotêxtil, filtro prensa e decanter centrífugo. Para avaliação tecnológica das alternativas, foi utilizada uma abordagem de multicritérios. Foram identificados, juntamente com os gestores da ETA, vinte critérios de avaliação e, para quantificá-los, foram desenvolvidas planilhas pontuadas. Para adquirir uma visão global do contexto, foram propostos três cenários para avaliação. Como resultado, foi verificada como melhor alternativa para o contexto no qual a ETA está inserida o uso da centrífuga, devido principalmente às suas vantagens operacionais e automatização, seguida dos bags de geotêxtil – método este que se apresentou indicado para os cenários sem priorização e apenas com priorização econômica.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Água. Produção de lodo de ETA. Espessamento de lodo. Policloreto de Alumínio.

EVALUATION OF METHODS TO SLUDGE VOLUME – ETA SANTA BARBARA (RS)

ABSTRACT: This article proposes the quantification of water treatment sludge (WTS) and the development of sludge volume reduction alternatives by dewatering. The inadequate destination of this waste generates environmental impacts, such as contamination of soil and water bodies, with consequences for fauna, flora, and man himself. Treating WTS and having it in an environmentally friendly manner, in addition to a legal requirement, is a challenge for sanitation service providers and professionals working in the environmental and sanitary area. The work was developed at one of the Pelotas (RS) water treatment plants (ETA Santa Bárbara), in partnership with the Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas – SANEP, since they do not have any management sludge generated management system. The preliminary methodological stages that allowed the development of the study were the characterization of both wastes generated in view of parameters associated with solid generation. The proposed alternatives for dewatering were drying bed, geotextile bag, filter press and centrifugal decanter. For technological evaluation of alternatives, a multicriteria approach was used. Twenty evaluation criteria were identified together with ETA managers and, to quantify them, spreadsheets scored were developed. To acquire an overview of the context, three scenarios were proposed for evaluation. As a result, it was verified as the best alternative to the context in which ETA is inserted the use of centrifuge, mainly due to its operational advantages and automation, followed by geotextile bags – a method that presented itself indicated for scenarios without prioritization and only with economic prioritization.

KEYWORDS: Water treatment. ETA sludge production. Sludge thickening. Polyaluminium Chloride.

1 | INTRODUÇÃO

Na necessidade de fornecer água potável para o consumo humano, as Estações de Tratamento de Água – ETAs são projetadas e operadas para remover determinadas impurezas, produzindo água com características que atendam ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021). Esses sistemas trazem, além dos benefícios à população, impactos negativos ao meio ambiente, especialmente pela geração de resíduos que se constituem, principalmente, pelo lodo acumulado nos decantadores (LETA).

O LETA se caracteriza por possuir baixos teores de sólidos e grande quantidade de água – geralmente acima de 95% (REIS; CORDEIRO, 2013). Para sua quantificação, é usado como critério a qualidade da água bruta, já que uma água de qualidade inferior necessita maior dosagem de produtos químicos e, portanto, acaba gerando maior quantidade de lodo (OLIVEIRA, 2016).

Devido aos custos de se aderir a testes em escala piloto, muitos projetos que necessitam de quantificação de lodo são realizados tomando-se como parâmetro estimativas de produção de resíduos obtidas através de fórmulas empíricas, que relacionam a geração de resíduos à dosagem de produtos químicos e à quantidade de sólidos em suspensão afluentes à ETA

(KATAYAMA, 2015). Apesar de terem base lógica sólida, essas fórmulas são dependentes de premissas que — como em modelos matemáticos em geral — se manifestam na forma de valores de constantes e coeficientes.

Todas as equações partem do mesmo princípio conceitual e diferem na escolha das variáveis independentes. Em geral, assume-se que os sólidos gerados no tratamento sejam formados por duas componentes: a fração de sólidos da água bruta — cujo parâmetro de controle é a turbidez — e a fração de sólidos relacionados aos produtos adicionados durante o tratamento, como os coagulantes e reguladores de pH, que precipitam ou são adsorvidos (KATAYAMA, 2015). Outrossim, os coeficientes das equações propostas partem do pressuposto da utilização de hidróxidos metálicos de alumínio e ferro. Mais recentemente, tem sido pesquisada a aplicação de coagulantes poliméricos inorgânicos, como os coagulantes do tipo Policloreto de Alumínio (PAC), que são os mais comuns e de maior disponibilidade no mercado nacional, podendo ser utilizados nos mais diferentes sistemas de tratamento (GERVASONI, 2014).

Entretanto, segundo AWWA e ASCE (2005), a técnica mais valiosa na quantificação é o balanço de massa, considerando um volume de controle que englobe as operações unitárias da ETA e as correntes afluentes e efluentes.

Da mesma forma, ainda é precária a disponibilidade de informações sobre possíveis correlações entre a geração de resíduos com a utilização do PAC e as propriedades fundamentais do lodo gerado. Portanto, faz-se muitas vezes necessário avaliar a produção de lodo gerado no processo de tratamento da prática, para possíveis conclusões de correlações que permitam trabalhar empiricamente com a quantificação (PERNITSKY; EDZWALD, 2003).

Em função dessas características, torna-se de difícil manejo do LETA. Como é economicamente inviável destinar o lodo *in natura*, já que o transporte se torna caro devido à grande quantidade de água agregada, é imperativo a adoção de uma operação de redução de volume — ou desidratação.

A redução de volume comumente permite alcançar os teores de sólidos requeridos para as alternativas de destinação. Essa etapa pode ocorrer através dos sistemas naturais e dos sistemas mecânicos (SILVEIRA, 2012). A decisão quanto ao processo a ser adotado para o tratamento e disposição do lodo deve ser derivada fundamentalmente de um balanceamento entre critérios técnicos e econômicos, com a apreciação dos méritos quantitativos e qualitativos de cada alternativa, e dependem das características quali e quantitativas do resíduo (ACHON et. al, 2013).

Diante de todo contexto abordado, esta pesquisa teve como objetivo propor alternativas de desaguamento para resíduos gerados na Estação de Tratamento de Água Santa Bárbara, localizada no município de Pelotas (RS). O trabalho foi realizado em parceria com o Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas (RS), SANEP, para adequação da estação conforme as normas e legislações vigentes.

2 | OBJETO DE ESTUDO – ETA SANTA BÁRBARA

Pelotas é um município da região sul do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, e está situado às margens do Canal São Gonçalo, que liga a Laguna dos Patos e a Lagoa Mirim, onde deságua o principal manancial de abastecimento atual da cidade – a Barragem Santa Bárbara (SIMON *et al*, 2010), localizada na porção sudoeste do município, conforme ilustrado na Figura 1.

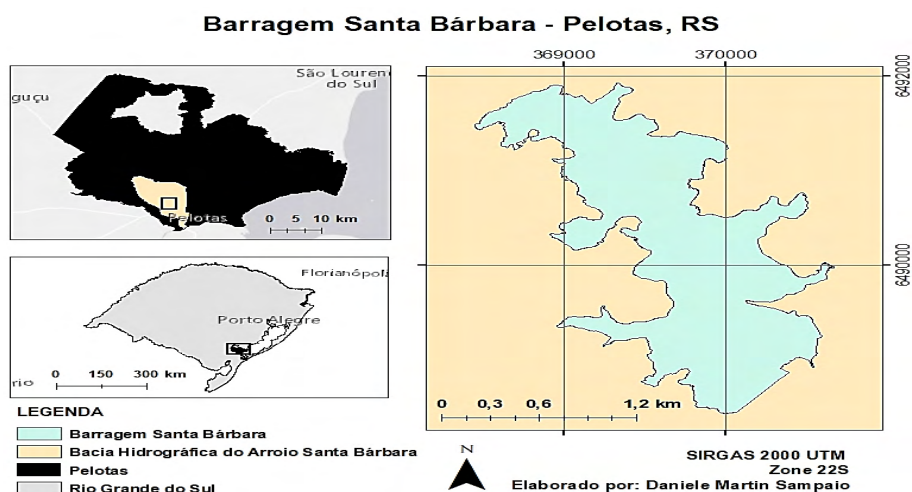


Figura 1: Localização da Barragem Santa Bárbara, em Pelotas (RS)

Fonte de dados: IBGE (2020)

A Barragem Santa Bárbara possui como afluentes cinco pequenos mananciais – Sítio Floresta, Epaminondas, Sanga da Barbuda, Passo do Cunha e Santa Terezinha – que recebem despejos agrícolas, industriais e domésticos, e servem como sistema de drenagem de águas pluviais por onde passam, conduzindo todos estes efluentes à Barragem (PIEDRAS *et al.*, 2006).

Responsável por tratar suas águas, a ETA Santa Bárbara é gerenciada pelo Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas – SANEP, autarquia responsável pelos serviços de saneamento básico definidos na Lei 11.445/2007 (BRASIL, 2007) de toda cidade.

A ETA em operação é do tipo de ciclo completo construída em duas etapas de tratamento independentes. Cada etapa é formada por (i) um tanque de mistura rápida, onde há adição do coagulante – Policloreto de alumínio PAC, (ii) uma calha de distribuição, na qual inicia a mistura lenta, (iii) três floco-decantadores e (iv) cinco filtros de areia. O lodo dos decantadores é expurgado mensalmente de cada um dos decantadores, em dias alternados, através do esgotamento do lodo e limpeza interna do decantador.

3 | PARTE EXPERIMENTAL

As análises dos parâmetros físico-químicos realizadas para o lodo dos decantadores estão dispostas na Tabela 1, seguindo o proposto por Brito (2019). Além dos resíduos gerados, para os balanços de massa da estação, foram feitas análises de turbidez da água bruta, da água decantada e da água filtrada.

Parâmetro	Unid.	Metodologia
Sólidos Suspensos (SST)	mg L-1	Gravimétrico
Sólidos Dissolvidos (SDT)	mg L-1	Gravimétrico
Sólidos Totais (ST)	mg L-1	Gravimétrico
Turbidez	NTU	Turbidimetria
pH	-	Potenciometria
Resistividade de Torta (RTORTA)	m kg-1	Ensaio de Filtração
Viscosidade (v)	mm ² s-1	Saybolt
Densidade (ρ)	g cm-3	Gravimétrico

Tabela 1: Caracterização do LETA

Fonte: Autoria própria.

As análises seguiram as recomendações do manual *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Para sólidos e pH, foram realizadas a análise estatística descritiva de medida de tendência central (média) e medida de dispersão (coeficiente de variação CV). As outras análises, por terem sido feitas em um laboratório externo, não puderam ser replicadas.

A partir de um teste de jarros (60 s de mistura rápida, 3 min de misturas a 80 rpm e 60 rpm, e uma mistura lenta de 4 minutos a 25 rpm), a quantificação da produção de lodo proveniente do PAC, com dosagens de 48 a 56 mg L⁻¹ – faixa utilizada no tratamento em escala real, foi feita através de uma análise de SST na água coagulada, conforme Feitosa e Consoni (2008). A partir disso, através de regressão linear, relacionou-se a dosagem com a geração de lodo.

A produção global de LETA foi estimada através de balanço de massa a partir dos teores de sólidos analisados previamente e utilizando a série história do monitoramento da água bruta e de dosagem do coagulante no período de julho de 2018 a julho de 2019. Para isso, foi seguido as premissas abordadas por Silva (2015) e utilizado o software *Microsoft® Excel*. A quantificação do lodo foi comparada com os resultados dos cálculos utilizando equações empíricas abordadas por Oliveira (2016).

As Unidades de Desaguamento de Lodo (UDL) foram propostas para haver o direcionamento do lodo dos decantadores diretamente ao desaguamento final, sem

necessidade de adensamento devido à alta concentração de sólidos.

O processo de análise tecnológica de alternativas de desaguamento do LETA foi baseado na metodologia utilizada por Vanzetto (2012), aplicada no tratamento de efluentes, onde houve a utilização de vários critérios para avaliar e mensurar o futuro desempenho das opções estudadas. Para isso, foi construída uma planilha, a qual foi destinada à gestão do SANEP, a fim de levantar, numericamente, a relevância de cada critério. Assim, os critérios foram pontuados, sendo que quanto maior o peso do item, mais importante o aspecto a que se refere.

Os critérios levados em conta para comparação entre as opções analisadas foram: (i) *Custos de Implementação*: os equipamentos foram dimensionados e, na medida do possível, os custos foram estimados através de referências bibliográficas; (ii) *Custos de operação e manutenção*: foram levados em conta diversos fatores na análise, como a demanda por mão de obra, necessidade de produtos químicos e instabilidade do processo; (iii) *Impactos negativos na implantação*: impactos ou alterações que podem ocorrer durante a fase de implementação do sistema de desaguamento; (iv) *Impactos negativos na operação*: impactos ou alterações que podem se tornar preocupações a longo prazo, já que os possíveis problemas podem persistir toda vida útil do projeto; (v) *Proteção à saúde e segurança do trabalhador*: quanto maior o grau de manuseio, mais susceptível o operador está; e (iv) *Demanda por energia elétrica*: o gasto com energia elétrica pode ser um fator limitante.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO

Para o desenvolvimento das análises físicas do lodo, quantificou-se a resistência específica através do teste de filtração, a fim de gerar conclusões acerca da filtrabilidade da água através da massa sólida do efluente. O resultado do teste de filtração encontra-se na Figura 2.

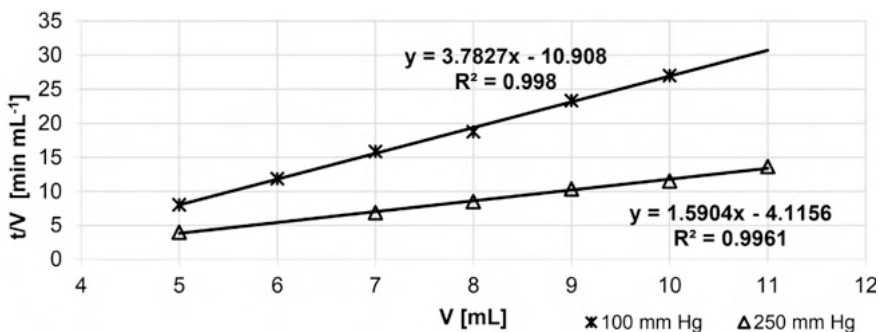


Figura 2: Determinação dos coeficientes angulares pelo teste de filtração.

Fonte: Autoria própria.

O tratamento estatístico dos parâmetros físicos de qualidade para o lodo proveniente dos decantadores está resumido na Tabela 2, juntamente com alguns dados dos lodos estudados por Silveira (2012) e por Oliveira e seus colaboradores (2012).

Parâmetro	Unidade	Valor	CV [%]	Resíduos de outras ETAs Brasileiras		
				Silveira (2012)		Oliveira et al. (2012)
SST	mg L-1	57.300	2,0	N/I	N/I	10.623
ST	mg L-1	61.470	5,8	15.685	16.920	N/I
*SDT	mg L-1	5.860	NA	4.318	3.312	N/I
pH	-	5,85	2,2	N/I	N/I	7,00
v	mm ² s-1	0,1	-	-	-	-
p	kg m-3	1,05	-	-	-	-
RTORTA	× 109 m kg-1	1,51	-	-	-	-

N/I – Não informado pela fonte bibliográfica;

VMP – Valor máximo permitido pelas legislações

NA – Não aplicado.

*Cálculo de sólidos dissolvidos teórico.

Tabela 2: Estatística descritiva da caracterização física do LETA e comparativo com efluentes dos decantadores de ETAs brasileiras.

Fonte: Autoria própria.

Como esperado, houve a presença de grande concentração de sólidos, sendo o principal problema do lançamento no corpo hídrico. As diferenças de sólidos dissolvidos e totais do lodo e os obtidos pela literatura podem estar associadas ao coagulante e à característica da água bruta. Além disso, o lodo apresentou uma resistividade específica média de $1,51 \times 10^9 \text{ m kg}^{-1}$. À vista disso, o lodo se apresentou de fácil filtrabilidade (ASCE, 1996).

O potencial gerador de lodo pela utilização de PAC foi estimado a partir da associação da concentração de SST da água bruta com a respectiva dosagem de coagulante, gerando a relação mostrada na Figura 3.

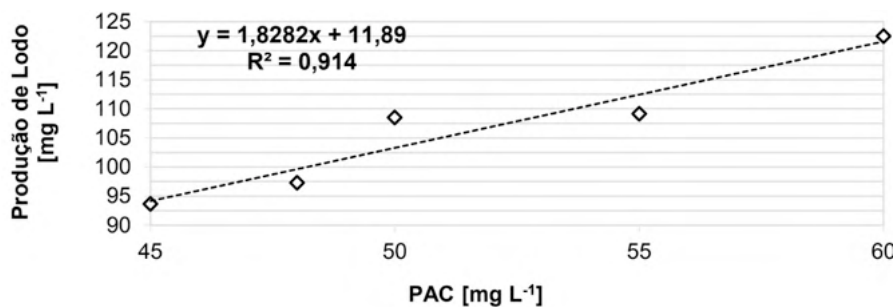


Figura 3: Contribuição de sólidos pelo PAC.

Fonte: Autoria própria.

Para o balanço de massa e o cálculo pelas equações empíricas, foram utilizados dados de turbidez e sólidos da água bruta, decantada e tratada, a contribuição do PAC e dos parâmetros descritos na Tabela 3. O resultado da produção de lodo está mostrado na Tabela 4.

Parâmetros	Valor	Un.
Volume de água nos decantadores	2.000	m³
Dimensão dos decantadores	10 x 50 x 4	m
Número de decantadores	6	Un.
Água para lavagem dos filtros	1270	m³
Produção média de água tratada	60.000	m³ dia-1
Intervalo de descargas de LETA	30	dias
Sólidos no LETA	57,30	kg m-3
Turbidez da água bruta	34,18	NTU
SST da água bruta	70,29	mg L-1
Dosagem de PAC	52	mg L-1
Cor da água bruta	218	uH

Tabela 3: Dados para balanço de massa.

Fonte: Autoria Própria.

Valor	Produção mensal		Lodo por decantador [m³]	Altura do lodo [m]
	[ton]	[m³]		
Média	143,5	2.504,4	417,4	0,8
Mediana	145,4	2.537,5	422,9	0,8
Máximo	156,9	2.737,7	456,3	0,9
Mínimo	129,1	2.252,9	375,5	0,8

Tabela 4: Resultados da produção de LETA.

Fonte: Autoria Própria.

Os resultados das equações empíricas estão comparados com a produção por balanço de massa através do erro percentual, dispostos na Figura 4.

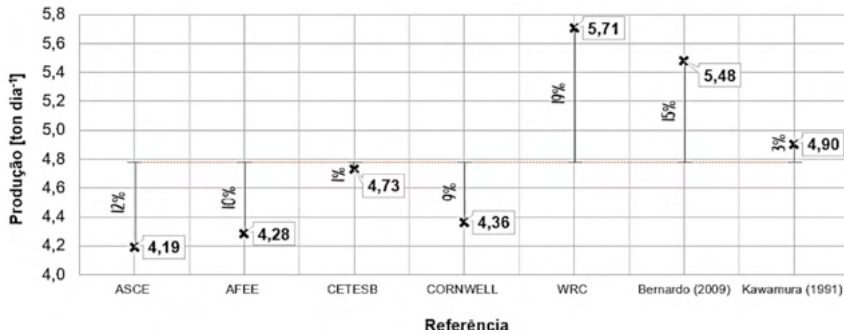


Figura 4: Resultados obtidos pelas equações empíricas.

Fonte: Autoria própria.

Os valores encontrados pelas fórmulas empíricas se aproximaram do valor encontrado por balanço de massa (4,8 ton dia⁻¹), com vazões em mesma ordem de grandeza, sendo o mais próximo o encontrado pela CETESB – erro relativo de 1%. A proximidade dos resultados indica uma boa estimativa da produção de lodo, mesmo utilizando, em suas deduções, outro coagulante.

4.2 UNIDADES DE DESAGUAMENTO DE LODO

Ao todo, considerando 6 bateladas de descarga de cerca de 450 m³ de lodo por batelada, a fim de dimensionar o tanque de equalização e homogeneização proporcionando o recalque ao filtro prensa e decanter centrífugo, o tanque foi projetado de concreto armado com capacidade de 600 m³.

As unidades de desaguamento mecânico – filtro prensa e decanter centrífugo – projetadas para descargas intervaladas de 5 dias de aproximadamente 450 m³ de lodo, resultaram em uma vazão de alimentação operacional de 90 m³ dia⁻¹ e um produto com 25 – 30% de umidade. Para as unidades de desaguamento natural – leitos de secagem e bags de geotêxtil – a área necessária de aplicação calculada foi de 1800 m², com produto com cerca de 15% de umidade.

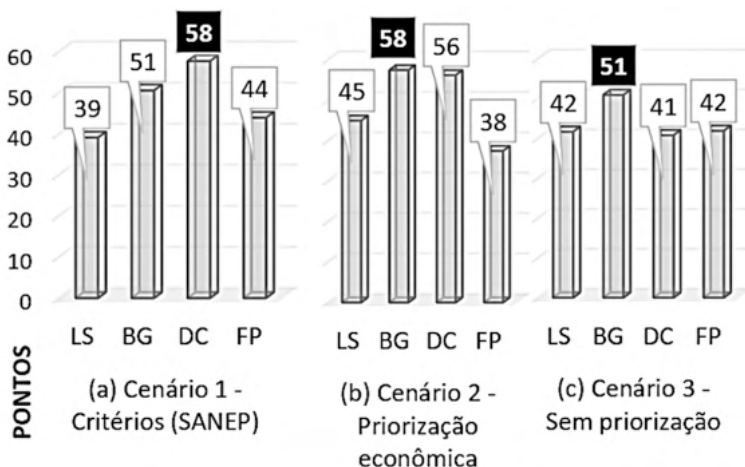
Para a análise das alternativas, através da planilha pontuada disponibilizada pelos gestores do saneamento da cidade, foram determinados os pesos dos seis critérios analisados. Além do cenário estabelecido pela autarquia (cenário 1), foram considerados mais dois cenários: um priorizando a dimensão econômica, onde somente os critérios de custos foram considerados (cenário 2); e outro com peso igual para todos os critérios, ou seja, sem priorização. Os resultados do preenchimento das planilhas pontuadas são apresentados na Tabela 5.

Critério	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
1. Para o Leito de Secagem (LS)			
<i>Custo de Implementação</i>	3,68	10,00	3,33
<i>Custo de Operação e Manutenção</i>	12,87	35,00	11,67
<i>Impactos negativos na implantação</i>	3,68	0,00	3,33
<i>Impactos negativos da operação</i>	8,60	0,00	7,50
<i>Proteção à saúde e segurança do trabalhador</i>	5,51	0,00	5,00
<i>Demanda por energia elétrica</i>	4,78	0,00	10,83
2. Para o Bag Geotêxtil (BG)			
<i>Custo de Implementação</i>	11,03	30,00	10,00
<i>Custo de Operação e Manutenção</i>	10,11	27,50	9,17
<i>Impactos negativos na implantação</i>	5,06	0,00	4,58
<i>Impactos negativos da operação</i>	13,00	0,00	11,33
<i>Proteção à saúde e segurança do trabalhador</i>	7,35	0,00	6,67
<i>Demanda por energia elétrica</i>	4,04	0,00	9,17
3. Para o Decanter Centrífugo (DC)			
<i>Custo de Implementação</i>	7,35	20,00	5,00
<i>Custo de Operação e Manutenção</i>	13,33	36,25	9,06
<i>Impactos negativos na implantação</i>	10,11	0,00	6,88
<i>Impactos negativos da operação</i>	12,24	0,00	8,00
<i>Proteção à saúde e segurança do trabalhador</i>	12,87	0,00	8,75
<i>Demanda por energia elétrica</i>	1,84	0,00	3,13
4. Para o Filtro Prensa (FP)			
<i>Custo de Implementação</i>	5,51	15,00	5,00
<i>Custo de Operação e Manutenção</i>	8,27	22,50	7,50
<i>Impactos negativos na implantação</i>	8,27	0,00	7,50
<i>Impactos negativos da operação</i>	12,24	0,00	10,67
<i>Proteção à saúde e segurança do trabalhador</i>	7,81	0,00	7,08
<i>Demanda por energia elétrica</i>	1,84	0,00	4,17

Tabela 5: Avaliação das alternativas segundo cada critério e segundo cada cenário.

Fonte: Autoria própria.

Para uma melhor análise das alternativas, foram elaborados gráficos para comparação das opções propostas, conforme Figura 5.



LS – Leito de secagem; BG – Bags de geotêxtil; DC – Decanter centrífugo; FP – Filtro prensa

Figura 5: Comparação das quatro opções de tecnologias de desaguamento para os cenários.

Fonte: Autoria própria.

Conforme as comparações mostradas pela tabela e figura anterior, é notável a grande tendência de escolha dos bags de geotêxtil como alternativa adequada para o desaguamento, visto que, para os dois cenários mais simples de se analisar, a opção esteve mais bem pontuada.

De encontro a isto, para atender as características da autarquia, os bags assumiram a segunda colocação, sendo a escolha mais adequada o decanter centrífugo, já que foi mais bem pontuado no cenário que considerou as características e o contexto da ETA Santa Bárbara, concordando com a análise realizada por Vanzetto (2012), que obteve os desaguamentos por bags e por decanter centrífugo os mais bem avaliados.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos para os efluentes gerados pela Estação de Tratamento de Água Santa Bárbara, representados pelo LETA, forneceram subsídios e parâmetros técnicos importantes para aplicação em projetos de escala real de métodos de tratamento dos resíduos.

Um aspecto que merece destaque é a quantificação da contribuição de sólidos pelo coagulante PAC, já que pouco se tem na literatura sobre a contribuição dos coagulantes usados nas ETAS, a não ser sulfato de alumínio.

O emprego dos critérios selecionados permitiu acrescentar na análise do problema perspectivas de diferentes objetivos, no qual se criou os três principais cenários para análises. Como resultado para a problemática do desaguamento do lodo, foi verificada

como melhor hipótese para o contexto no qual a ETA está inserida o uso da centrífuga, devido principalmente às suas vantagens operacionais e automatização, seguida dos bags de geotêxtil – método este que se apresentou indicado para os cenários sem priorização e apenas com priorização econômica.

Ressalta-se que, apesar das coletas terem ocorrido em um período único do ano, os resultados apresentados são de grande importância, já que se trata dos primeiros dados de caracterização e quantificação existentes dos resíduos da estação.

REFERÊNCIAS

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. **Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, 18.2: 115-122, 2013.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd edition. Washington, D.C., USA, 2012.

ASCE. **Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residual**. New York, 1996.

AWWA; ASCE. **Water Treatment Plant Design**. New York: McGraw-Hill, 2005.

BRASIL. **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso 12 mai. 2021.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021**. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 3 ago. 2021.

BRITO, T. M. de. **Caracterização de resíduos gerados em ETA de filtração direta em escala real**. 2019. 54f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

FEITOSA, C. A. G.; CONSONI, Â. J. **Análise de oportunidades de minimização da geração de lodo na Estação de Tratamento de Água Alto da Boa Vista, São Paulo**. *INTERFACEHS* – Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, v.3, n.2, Seção Interfacehn2, abr/agosto. 2008.

GERVASONI, R. **Caracterização e avaliação do potencial de destinação do lodo de estações de tratamento de água do Estado do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2014.

KATAYAMA, V. T., *et al.* **Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015, 20.4: 559-569.

OLIVEIRA, C. A.; BARCELO, W. F.; COLARES, C. J. G. **Estudo do Reaproveitamento da Água de Lavagem de Filtro na ETA Anápolis/GO**. In: III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Goiânia – GO, 2012.

OLIVEIRA, I. Y. Q. de. **Gerenciamento do lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul: uma análise crítica**. Dissertação (Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2016.

PERNITSKY, D.J.; EDZWALD, J.K. **Solubility of polyaluminium coagulants**. Journal of Water Supply: Research and Technology, v. 52, n. 3, p. 395-406, 2003.

PIEDRAS, S. R. N. *et al.* **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil**. Ciência Rural, v.36, n.2, p.494–500, 2006. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-847820060000>.

REIS, R. F.; CORDEIRO, J. S. **Sustainable uses and method for water treatment plant sludges**. 10.14279/depositonce-3753, 2013.

SILVA, E. R. A. D. **Avaliação estratégica para a recuperação das águas residuais da ETA Laranjal/RJ**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, 2015.

SILVEIRA, C. **Desaguamento de lodo de estações de tratamento de água por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil**. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) — Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

SIMON, A. L. H.; TRENTIN, G.; CUNHA, C. M. L. da. **Avaliação da dinâmica do uso da terra na bacia do Arroio Santa Bárbara – Pelotas (Brasil), no período de 1953 a 2006**. Scripta Nova, v.14, n.327, 2010.

VANZETTO, A. S. **Análise das alternativas tecnológicas de desaguamento de lodos produzidos em estações de tratamento de esgoto**. 185 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) — Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

QUANTIFICAÇÃO DO LODO GERADO DE DECANTADORES DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE GUARATINGUETÁ

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 05/08/2021

Paulo Ricardo Amador Mendes

Companhia de Serviços de Água, Esgoto e
Resíduos de Guaratinguetá – SAEG
Guaratinguetá – São Paulo

Link para Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8484073623615566>

Ailton César Teles de Barros

Companhia de Serviços de Água, Esgoto e
Resíduos de Guaratinguetá – SAEG
Guaratinguetá – São Paulo

Link para Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8039320295120763>

RESUMO: A geração de resíduos a partir do tratamento da água em ciclo completo é problema recorrente em grande parte das estações de tratamento de água no Brasil, visto que grande parte faz o descarte de maneira inadequada. Assim, há uma necessidade de uma destinação adequada do lodo da estação de tratamento de água (LETA) a partir de processos de tratamento e/ou reaproveitamento deste resíduo, sendo importante a caracterização quantitativa do LETA gerado. O presente trabalho tem por objetivo calcular a quantidade de LETA gerado nos decantadores da estação de tratamento de água do município de Guaratinguetá/SP, no ano de 2020. Para determinar esta quantidade foram realizados estudos de caracterização da referida estação de tratamento de água

(vazão captada, produtos químicos utilizados e infraestrutura utilizada) e da água captada (cor, turbidez e sólidos suspensos). A partir dos dados coletados, foi empregado um modelo empírico da *American Society of Civil Engineers (ASCE)* para o dimensionamento do LETA gerado no ano de 2020. A quantidade de polícloro de alumínio (PAC) utilizada foi proporcional aos valores de cor e turbidez da água bruta, sendo que nos meses de janeiro a março e novembro e dezembro de 2020, foram encontrados os maiores valores de PAC em virtude dos maiores valores de cor e turbidez. Isso ocorreu provavelmente em decorrência de maiores índices pluviométricos e, por consequência, são produzidas as maiores quantidades de LETA. A partir do modelo empírico adotado, que leva em conta a dosagem de alumínio utilizada no tratamento e dos sólidos suspensos da água bruta foi calculado a quantidade do LETA gerado em 2020, que foi de 1285 toneladas. Assim, este trabalho mostra que a quantidade do LETA gerado apresenta valores elevados e que necessita de um tratamento adequado para sua disposição final.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo; Estação de tratamento de água (ETA); Quantificação; Decantadores.

QUANTIFICATION OF SLUDGE GENERATED FROM DECANTERS OF GUARATINGUETÁ'S WATER TREATMENT PLANT

ABSTRACT: The generation of waste from the complete cycle of water treatment is a recurrent problem in most water treatment plants in Brazil, as a large part of it is discarded in an

inappropriate manner. Thus, there is a need for an adequate destination of the sludge from the water treatment plant from the treatment and/or reuse of this waste, being important the quantitative characterization of the waste generated. The present work aims to calculate the amount of sludge from the water treatment plant generated in the decanters of the water treatment plant in the city of Guaratinguetá/SP, in the year 2020. To determine this amount, studies were carried out to characterize the said water treatment plant (flow abstraction, chemical products used and infrastructure used) and abstracted water (color, turbidity and suspended solids). From the collected data, an empirical model of the American Society of Civil Engineers (ASCE) was used to dimension the sludge generated in the year 2020. The amount of polyaluminum chloride (PAC) used was proportional to the color and turbidity values of raw water, and in the months of January to March and November and December 2020, the highest PAC values were found due to the higher values of color and turbidity. This was probably due to higher rainfall and, consequently, they are produced the largest quantities of sludge. From the empirical model adopted, which takes into account the dosage of aluminum used in the treatment and suspended solids in raw water, the amount of waste generated in 2020 was calculated, which was 1285 tons. Thus, this work shows that the amount of sludge generated presents high values and that it needs an adequate treatment for its final disposal.

PALAVRAS-CHAVE: Sludge; Water treatment plant (WTP); Quantification; Decanters.

1 | INTRODUÇÃO

A fim de atender as exigências legais para adequação da qualidade da água para o consumo humano é necessário que haja um processo de tratamento que seja capaz de remover todas as impurezas, microrganismos e substâncias nocivas à saúde do homem (HOWE et al., 2017).

As características físico-químicas da água bruta são um fator determinante para a escolha do tipo de tratamento a ser aplicado para atingir os padrões de potabilidade. Assim, a Resolução CONAMA 357/2005 classifica os corpos d'água e os respectivos tratamentos que podem ser empregados para cada uma delas. Para as águas doces de classes 2 e 3, por exemplo, devem ser empregados tratamentos convencionais (coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção) e/ou avançados (processos com membranas, carvão ativado), dependendo da necessidade do uso da tecnologia (HOWE et al., 2017; LIBÂNIO, 2010).

Como todo processo industrial, durante o tratamento da água podem ser gerados resíduos sólidos com elevado potencial poluidor, denominado de **lodo**. Desde muito tempo o lodo gerado na estação de tratamento de água (ETA) é descartado de maneira inadequada em um corpo de água próximo que causa impactos ambientais severos ao ecossistema local, como por exemplo, a contaminação por microrganismos patogênicos, de metais potencialmente perigosos, de produtos químicos utilizados no tratamento da água, além de aspectos visuais e de odor desconfortáveis durante o processo de limpeza dos decantadores e da lavagem dos filtros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; RICHTER, 2001).

Pode-se dizer que o maior volume de resíduo gerado de lodo está nos decantadores nas quais representam de 0,5 a 2,0 % do volume total produzido pela estação de tratamento, constituindo aproximadamente 70 % de todos os resíduos gerados (LIBÂNIO, 2010; RICHTER, 2001).

Assim, uma vez quantificado o volume de lodo gerado no processo de tratamento e conhecidas suas propriedades físicas que são de vital importância para o dimensionamento de sistemas de tratamento e disposição do lodo, com o objetivo de minimizar e/ou mitigar os impactos causados pelo descarte incorreto do lodo (RICHTER, 2001).

2 | METODOLOGIA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ETA

Para o presente estudo de caso, a ETA da cidade de Guaratinguetá/SP capta água bruta de dois mananciais: Ribeirão dos Lemes, na Serra da Mantiqueira, e do Ribeirão Guaratinguetá. O tratamento realizado é do tipo convencional, com operação contínua de 24 h por dia, a uma vazão média mensal de 1713 m³/h (ou 475,7 L/s), abastecendo uma população estimada de 122.205 habitantes, em 2020 pelo IBGE.

A ETA dispõe de uma estação elevatória de água bruta que recalca a água captada para a entrada onde recebe o coagulante químico (Policloreto de alumínio, PAC, 10,15 %m/m Al₂O₃, Basicidade livre: 64,50 %m/m, d = 1,252 mg.L⁻¹) em uma calha Parshall com medidor ultrassônico de vazão. Após a adição, a água percorre uma calha para homogeneização do coagulante. Ao final desta calha, água coagulada é distribuída igualmente por 4 sistemas idênticos de floculação e decantação. O sistema de floculação contém dois misturadores sequenciais com agitação mecânica de 5 rpm e 2 rpm, respectivamente. O decantador é retangular do tipo laminar e fluxo ascendente, com sistema de módulos em ângulo de 60° em relação a entrada do mesmo. A água decantada é coletada em uma calha interligada aos 4 sistemas de floculação e decantação e conduzida a 4 filtros rápidos de fluxo descendente compostos por dupla camada de areia e carvão antracito, apoiados em cascalho.

A limpeza dos decantadores é feita manualmente por batelada, de maneira periódica a cada 30 dias e os filtros são lavados 2 vezes por dia por um sistema de retrolavagem com água tratada num intervalo de 5 a 7 minutos. O lodo gerado nos decantadores e as águas de lavagens são direcionados a um córrego adjacente ao local do tratamento, o córrego Cacunda.

2.2 Análise dos dados históricos da ETA

Para os cálculos de volume de lodo gerado no ano de 2020, foram levantadas as informações históricas médias da ETA como a vazão captada, os valores dos parâmetros de cor e turbidez da água bruta e as dosagens do coagulante químico utilizado. Os dados foram gentilmente disponibilizados pela empresa responsável pela ETA e analisados

mediante a utilização do *software* Microsoft Excel®.

2.3 Modelo matemático empírico para determinação do volume de lodo gerado

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), a quantidade de sólidos gerados na ETA pode ser estimada empregando equações empíricas que levam em conta os parâmetros físico-químicos da água bruta e dosagens de produtos químicos, quando os dados de ensaios de tratabilidade (de decantação e de filtração) para a determinação experimental dos resíduos gerados na ETA (sólidos suspensos totais – SST) não estão disponíveis ou são inexistentes.

As Equações (1) e (2) mostram o modelo adotado para determinação do volume de lodo gerado quando são utilizados sais de alumínio com agente coagulante (ASCE - *American Society of Civil Engineers*, 1996) e a correlação matemática adotada para sólidos suspensos totais (SST) e a turbidez da água bruta (LIBÂNIO, 2010), respectivamente.

$$P_{ss} = Q \times (4,89 \times D_{AL} + SST) \times 10^{-3} \quad (1)$$

$$SST = b \times T \quad (2)$$

Onde:

P_{ss} = Produção diária de lodo (kg.d^{-1}); Q = Vazão diária de água bruta captada ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$); D_{AL} = Dosagem de sais de alumínio expresso como Al (mg.L^{-1}); SST = Sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}); $b = 1,3$ (adotado por Libânio (2010), quando não há dados experimentais para determinação); T = Turbidez (uT).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir das informações fornecidas pela empresa referente ao ano de 2020, na Figura 1 é mostrado o histórico dos valores de cor e turbidez da água no decorrer deste ano, juntamente com os valores calculados de SST para água bruta, conforme a Equação (2).

Este comportamento é compatível com uma ETA típica presente no Brasil, nas quais os rios que normalmente já são turvos e estão mais susceptíveis a precipitações mais intensas que podem carrear substâncias que contribuem para o aumento dos parâmetros analisados. Os maiores valores de cor, turbidez e SST ocorrem justamente nos meses onde historicamente apresentam índices pluviométricos mais elevados, normalmente com valores superiores a 200 mm (CLIMATEMPO, 2021). Assim sendo, no mês de dezembro de 2020 foram constatadas maiores médias mensais de cor e turbidez, atingindo valores de 233,9 uC e 80,3 uT, respectivamente, e consequentemente o maior valor de SST ($104,4 \text{ mg.L}^{-1}$).

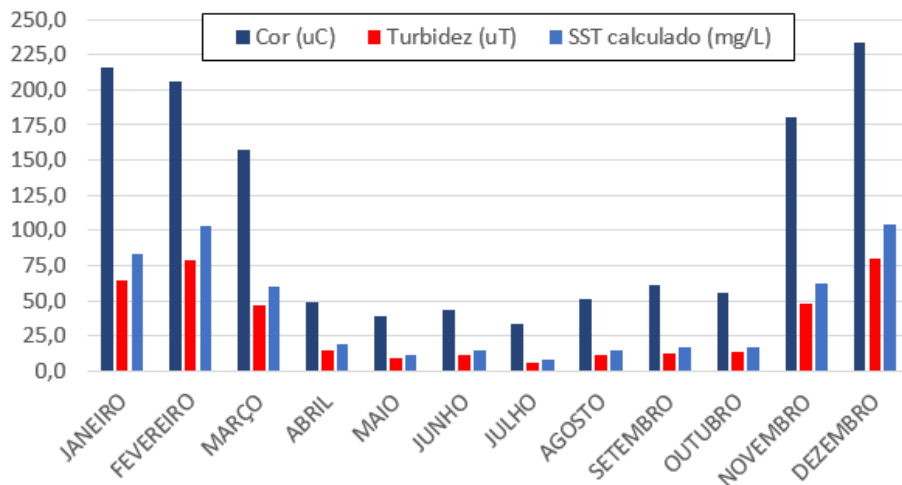


Figura 1. Valores médios mensais de cor, turbidez e SST calculado da água bruta afluente a ETA de Guaratinguetá/SP, em 2020.

Em vista dos parâmetros de cor e turbidez da água bruta apresentarem valores superiores ao permitido pela Portaria nº 888/2021, do Ministério da Saúde, a necessidade de aplicação de um coagulante químico se faz necessária (LIBÂNIO, 2010) e a partir disso, a Figura 2 vem mostrar o consumo mensal de PAC bem como as dosagens de PAC e alumínio (Al) empregadas no tratamento da água bruta. A dosagem de alumínio foi determinada com base nas características do PAC utilizado (KAMIWADA, ANDRADE, REIS, 2020).

A partir da Figura 2 é possível observar que a quantidade de PAC empregada está diretamente relacionada com a turbidez e cor da água bruta, demonstrando que nos meses onde os valores médios desses parâmetros são mais elevados, o consumo de PAC, bem como a dosagem de PAC e AL foram maiores. Em destaque no mês de dezembro que apresentou os maiores valores de cor e turbidez, o consumo médio de PAC foi de 53823 L e a dosagem média de PAC e de AL empregadas foram de 51,2 ppm e 14,2 ppm.

A partir dos resultados apresentados nas Figura 1 e 2 foram estimadas as quantidades médias mensais de lodo gerado na ETA do município de Guaratinguetá/SP. OS resultados obtidos são mostrados na Figura 3.

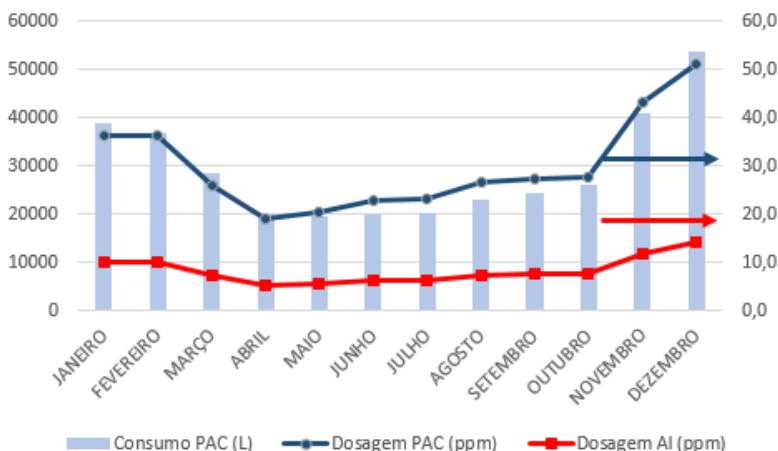


Figura 2. Valores médios mensais de consumo de PAC e de dosagem de PAC e alumínio calculado na água bruta afluente a ETA de Guaratinguetá/SP, em 2020.

Assim sendo, de acordo com a Figura 3 pode-se dizer que as maiores quantidades mensais de lodo foram geradas naqueles meses em que foram observados os maiores consumos de PAC e de maiores dosagens de PAC e Al. Em vista dos valores apresentados foi possível estimar a quantidade produzida de lodo no ano de 2020 que foi 1285 t.

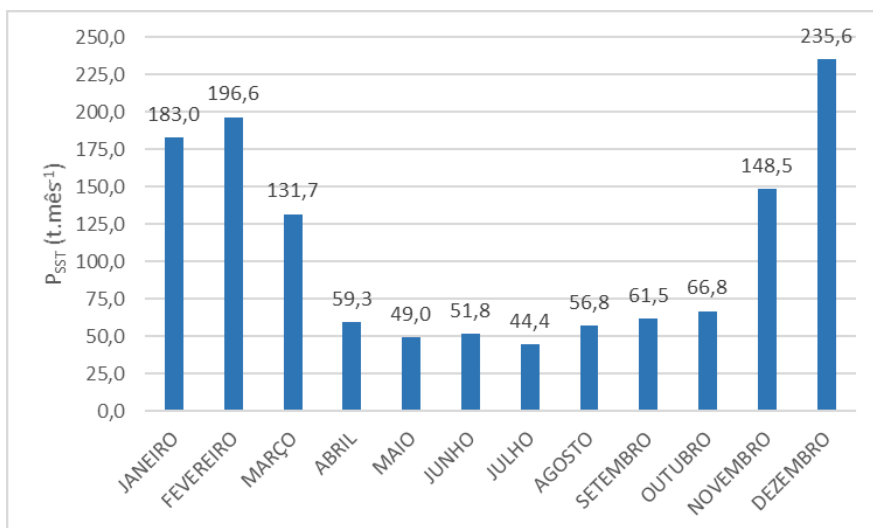


Figura 3. Estimativa média mensal de lodo gerado na ETA de Guaratinguetá/SP, em 2020.

4 | CONCLUSÃO

A partir deste trabalho foi possível estimar de maneira satisfatória a quantidade de lodo gerada ETA do município de Guaratinguetá no ano de 2020 (1285 t). O valor estimado do lodo gerado reflete uma necessidade imediata de reaproveitamento, tratamento e/ou disposição adequada deste resíduo, visto que o mesmo é descartado sem qualquer tipo de tratamento.

Estudos posteriores sobre o lodo gerado nesta ETA ainda são necessários para um melhor conhecimento das propriedades físicas e reológicas deste lodo gerado para reaproveitamento em telhas e/ou tijolos, bem como o dimensionamento de sistemas de adensamento a fim de minimizar e/ou mitigar os impactos ambientais causados no corpo d'água receptor.

REFERÊNCIAS

ASCE – AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. **Management of water treatment plant residuals**. New York: Ed. American Society of Civil Engineers, 1996.

CLIMATEMPO. **Climatologia e histórico de previsão do tempo em Guaratinguetá, BR**. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/449/guaratingueta-sp> Acesso em: 24/04/2021.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Volume 2. 2ª edição. São Carlos: RiMa, 2005.

HOWE, K. J. et al. **Princípios de tratamento de água**. Tradução Noveritis do Brasil; revisão técnica Elvis Carissimi. São Paulo: Cengage, 2017. 599p.

KAMIWADA, W. K.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 5, p. 667-676, 2020.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3ª edição, São Paulo: Editora Átomo, 2010.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estação de tratamento de água**. 1ª edição. São Paulo: Blucher, 2001.

SISTEMA DE CONFINAMENTO DE RESÍDUOS: ESTUDO DE CASO LODO DE ETA

Data de aceite: 01/10/2021

Denise de Carvalho Urashima
CEFET-MG

Ana Paula Moreira de Faria
CEFET-MG

Mag Geisielly Alves Guimarães
CEFET-MG

Beatriz Mydori Carvalho Urashima
UFOP

Matheus Müller
ITA

RESUMO: com o aumento da população mundial, é crescente a busca por água tratada e, conseqüentemente, o acréscimo na quantidade de resíduos gerados nas estações de tratamento de água (eta), que se constituem numa problemática a ser resolvida pelos responsáveis pelo tratamento e distribuição de água à população. A atual legislação brasileira exige o tratamento desses resíduos para posterior disposição de forma adequada, fazendo-se necessário conhecer tanto as características do efluente gerado, como as alternativas tecnológicas disponíveis para adequada disposição. A tecnologia de desaguamento de resíduos com alto teor de líquido em relação ao teor de sólido, por meio de sistemas de confinamento de resíduos (scr) empregando geotêxteis tem sido amplamente utilizada para distintos resíduos. O processo

de desaguamento visa diminuir o volume de resíduo, facilitando o transporte, descarte ou reutilização do material, com vantagens como a moldagem conforme o espaço disponível, eficiência, fácil execução, baixo custo em relação aos métodos convencionais, independência das condições meteorológicas, entre outras. Assim sendo, o trabalho apresenta um estudo de caso de scr móvel, uma solução inovadora, empregada, principalmente, em situações onde não há espaço físico disponível para outras soluções, dada a urbanização nos arredores da eta. A pesquisa traz como resultado uma contribuição para o entendimento de todo o ciclo de potabilização da água, norteando para uma gestão integrada do processo de produção de água potável.

PALAVRAS CHAVE: Lodo, eta, desaguamento, filtração, geotêxtil.

WSTE CONTAINMENT SYSTEM: (ETA) SLUDGE CASE STUDY

ABSTRACT: With the continuous growth of the world population, there is an increasing demand for treated water and consequently an increase in waste generation in Water Treatment Plants, which is a problem to be solved by the ones responsible for the water treatment and distribution. Brazil's current legislation requires the treatment of these residues for later disposal in an appropriate manner. Making it necessary to know both the characteristics of the generated effluent and the technological alternatives available for proper disposal. The technology of dewatering waste with a high liquid content in relation to the solid

content, by waste confinement systems employing geotextiles, has been widely used for different residues. The dewatering process aims to reduce the volume of waste, facilitating the transport, disposal or reuse of the material, with advantages, such as shaping it according to the available space, efficiency, easy execution, low cost when compared to conventional methods, regardless of weather conditions, among others advantages. Therefore, the work presents a case study of mobile waste confinement systems, an innovative solution, used mainly in situations where there is no available physical space for other solutions, given the urban surroundings to the Treatment Plant. The research provides as its result a contribution to the understanding of the full potabilization cycle, leading to an integrated management of the potable water production process.

KEYWORDS: Sludge, WTP, Dewatering, Filtration, Geotextile

1 | INTRODUÇÃO

A população mundial mais que dobrou nos últimos 70 anos, chegando a um aumento de 169 % (UNIC, 2019). Entre as implicações do aumento populacional está a dificuldade de acesso a água potável (BELLAYER; SANTOS, 2019). A explosão populacional nas últimas décadas, aliada ao desenvolvimento socioeconômico, fez com que o consumo de água potável crescesse numa taxa de aproximadamente 1% ao ano (UNESCO, 2020). Para atender esta demanda Estações de Tratamento de Água (ETA) foram implantadas.

A maioria das ETA's do Brasil foi construída há mais de cinco décadas, quando não se tinham obrigatoriedades legais, as quais adviriam da crescente preocupação em relação aos recursos naturais (AUGUSTO *et al.*, 2012).

No Brasil, priorizando-se atender à crescente demanda por água tratada, não houve, num passado recente, uma gestão ambiental que contemplasse investimentos para alternativas de tratamento, disposição e destinação dos resíduos gerados na potabilização. Ressalta-se a existência de várias legislações nacionais pertinentes à disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos gerados na produção de água potável, tornando eminente necessidade de buscar uma gestão integrada neste processo.

Assim sendo, este trabalho apresenta um estudo de caso de Sistema de Confinamento de Resíduos (SCR) móvel, uma solução inovadora empregada, principalmente, em situações em que não há espaço físico disponível para emprego de outras técnicas de disposição de resíduos, dada a urbanização nos arredores da ETA, localizada na cidade de Mairiporã (SP).

2 | RESÍDUOS DE ETA

2.1 Contextualização

Os resíduos gerados nas ETA's, tais como lodos de decantadores e água de lavagem dos filtros, são materiais com alto teor de líquido adsorvido, na sua maioria superior a 95 %, e o restante formado por resíduos sólidos de difícil sedimentação (REALI *et al.*, 1999).

O volume desses resíduos pode corresponder a aproximadamente 5% sobre

a produção de água por dia (ANDREOLI, 2001; NASCIMENTO JUNIOR, 2005). Para exemplificar, uma ETA convencional com capacidade de tratamento de 2400 L/s pode produzir 1,8 T/dia de resíduos (HOPPEN *et al.*, 2005).

2.2 Problemática versus solução avaliada

ETA's mais antigas estão localizadas em áreas que se tornaram urbanas, inviabilizando a implantação de processos de tratamento e disposição de resíduos que necessitem de grandes áreas, como leitos de secagem. Este fato constitui uma problemática a ser resolvida. Estudos nesta temática têm se tornado cada vez mais relevantes, além da busca de seu correto manejo para minimizar o volume de material a ser disposto, com a redução de custos no transporte e na destinação final (FONTANA, 2005; HOPPEN *et al.*, 2005).

O lodo de ETA é um resíduo e não um rejeito conforme reportado na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) segundo a Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010). Por isso, o ideal seria uma gestão integrada, viabilizando o uso para fins mais nobres, que não apenas o destino final em aterros sanitários (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2018; LIRA; CÂNDIDO, 2013).

No cenário exposto, Sistemas de Confinamento de Resíduos (SCR) constituídos por geossintéticos apresentam-se como uma alternativa promissora para o desaguamento de resíduos em áreas mais reduzidas. Esta tecnologia tem sido amplamente utilizada nas últimas duas décadas (SILVA *et al.*, 2020). O processo visa diminuir o volume do resíduo, viabilizando o transporte, descarte e reutilização do material desaguado (KHACHAN; BHATIA, 2017). Os primeiros registros literários do emprego de SCR datam da década de 90 (LAWSON, 2008; GUIMARÃES; URASHIMA, 2013).

3 | ESTUDO DE CASO

3.3 Delimitação do estudo

Esta pesquisa delimitou-se em analisar a situação do lodo de decantador de uma ETA Convencional do município de Mairiporã no estado de São Paulo, operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), que permitiu o estudo de caso. A ETA estudada abastece a maior parte do município e está para ser desativada, possui capacidade atual de tratamento de 390 m³/h. A água bruta tratada na ETA é captada na Represa Paiva Castro.

Todo o entorno da área da ETA está totalmente urbanizado, não permitindo a ampliação da capacidade de tratamento de água e a implantação de dispositivos convencionais para o manejo dos resíduos gerados no processo.

3.4 Sistema de disposição empregado

Devido à falta de espaço disponível na ETA em estudo, para viabilizar a limpeza total

do decantador, visando diminuir o volume de lodo a ser disposto equivalente ao volume total de 330 m³, optou-se por um dispositivo de SCR móvel inovador, ou seja, um sistema de caçamba drenante com refil geossintético.

O SCR móvel completo apresenta uma central de condicionamento e é patenteado pela empresa SALUS Engenharia em Deságue no INPI (BR 202020009781-0). É um sistema constituído de caçamba do tipo *roll on roll of* adaptada para essa finalidade, com capacidade de 21,84 m³, sendo 6,5 metros de comprimento e 2,4 metros de largura e profundidade de 1,4 metros. O fundo da caçamba possui espaçadores internos (georredes) para drenagem do líquido desaguado e inclinação que permite a coleta e saída do percolado.

Para o condicionamento químico do lodo, a fim de viabilizar a retenção de sólidos constituintes e o seu deságue, foi empregado o polímero orgânico à base de poliácridamida em pó, sendo preparado na concentração de 1 g/L e dosagem de 36 L/minutos. Ressalta-se que o tipo de condicionante e sua concentração e dosagem devem ser avaliados para cada caso em estudo.

Para a confecção do SRC móvel foi empregado um geotêxtil tecido de polipropileno de alta tenacidade e aditivo para proteção contra radiação do tipo ultravioleta, com um bocal de enchimento com 0,30 m de diâmetro e costuras circunferenciais.

A função principal do geotêxtil é confinar as partículas sólidas de forma provisória ou permanente e permitir a passagem de fluido de dentro para fora, por meio de ciclos de enchimento e deságue.

4 | METODOLOGIA

O sistema recebeu lodo adensado do decantador com vazão de entrada de 12m³/h, com teor de sólidos de 1% e com enchimentos de uma hora, seguidos de período de descanso para deságue de vinte e três horas, diariamente. O SCR móvel foi instalado em 16/09/2020 e retirado em 30/11/2020.

A exumação do SCR móvel ocorreu após 45 dias da instalação, sendo realizada uma abertura na parte superior do sistema, com o objetivo de verificar a situação do material sólido e coletar amostras para as análises.

Amostras do lodo desaguado foram coletadas do SCR móvel, em três distintos extratos (camadas), equivalentes aos três últimos ciclos de desaguamento, respectivamente.

As amostras foram coletadas (Figura 1) para a determinação do teor de umidade e teor de sólidos, conforme ABNT NBR 6457 (2016).



Figura 1. Camada mais externa no interior do SCR.

Foi calculada a Eficiência de Filtração (EF), que é a relação entre o valor de sólidos totais no lodo antes do desaguamento e de sólidos totais no filtrado após a filtração (MOO-YOUNG; TUCKER, 2002).

Posteriormente, foi calculada a Eficiência de Desaguamento (ED), que se refere ao percentual de sólidos totais do lodo antes e após o processo de deságue (MOO-YOUNG; GAFFNEY; MO, 2002). A Figura 2 ilustra esta situação.



Figura 2. Amostras obtidas: (a) Lodo do decantador; (b) Percolado após os primeiros desaguamentos.

5 | RESULTADOS

O teor de umidade na camada mais interna foi de 37,06%, 27,91% na camada intermediária e 24,30% na camada mais externa, exumadas.

O teor de sólidos na camada mais interna foi de 12,76%, na camada intermediária foi de 15,28% e na camada mais externa de 18,24%.

O teor de sólidos por litro de percolado do SCR móvel foi de 0,13 gramas de sólidos

por litro. Já o lodo do decantador apresentou 10 gramas de sólidos por litro de lodo.

Considerando o teor de sólidos final de 18,24% e as equações definidas na literatura, a EF do SCR móvel foi de 98,7%.

Empregando-se o teor de sólidos do lodo desaguado de 18,24% e o teor de sólidos inicial de 1%, alcançou-se o valor de ED igual a 94,5%.

6 | CONCLUSÕES

Várias ETA's, por possuírem projetos de décadas, atualmente têm seus arredores totalmente urbanizados e, portanto, sem espaço para implantação de sistemas mais complexos para uma gestão sustentável.

Os SCR's se apresentam como alternativa promissora de desaguamento de resíduos gerados em ETA's, principalmente para os lodos de decantadores, que possuem maior concentração de sólidos do que as águas de lavagem dos filtros. Assim sendo, a referida técnica possibilita a diminuição do volume destes resíduos, possibilitando sua disposição final de forma adequada.

O sistema inovador de SRC móvel, apresentado nesse trabalho, vem como uma possível resposta ao atual desafio enfrentado pelas ETA's, principalmente naquelas que possuem pequenas áreas disponíveis, ou seja, com arredores urbanizados.

AGRADECIMENTOS

À Empresa SALUS Engenharia em Deságue e à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

REFERÊNCIAS

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Investigating calcined filter backwash solids as supplementary cementitious material for recycling in construction practices. **Construction and Building Materials**, Rio de Janeiro: Elsevier, n. 175, p. 664–671. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.04.227>. Acesso em: 06 mar. 2021.

ANDREOLI, C.V. (coord.). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. **Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES / RiMa, v. 2, p. 119-142, 2001, 257 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6457: Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

AUGUSTO, L.G.S.; GURGEL, I.G.D.; CÂMARA NETO, H.F.; MELO, C.H.; COSTA, A.M. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro: [s.n.], v.17, n. 6, p. 1511-1522, 2012.

BELLAVER, E.H.; SANTOS, Z.M.Q. Impacto do crescimento populacional sobre recursos finitos. **Extensão em Foco**. ISSN 2317-9791, [s.l.], v. 6, n. 1, 2019. Disponível em: <https://45.238.172.12/index.php/extensao/article/view/1975>. Acesso em: 8 mar. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Brasília, DF: Congresso Nacional, [2010]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm. Acesso em 10 mar. 2021.

FONTANA, A.O. **Sistema de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantador e reuso de água de lavagem de filtros: estudo de caso – ETA Cardoso**. 2005. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2005.

GUIMARAES, M.G.A.; URASHIMA, D.C. Dewatering Sludge in Geotextile Closed Systems: Brazilian Experiences. **Soils & Rocks**, Rio de Janeiro, v. 36, p. 251-263, 2013.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K.F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C.V.; PAULON, V.A. Codisposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica**, São Paulo: [s.n.], v. 51, n. 318, p. 85-95, jun. 2005.

KHACHAN, M.M.; BHATIA, S.K. The efficacy and use of small centrifuge for evaluating geotextile tube dewatering performance. **Geotextiles and Geomembranes**, [s.l.]: Elsevier, v. 45, n. 4, p. 280-293, abr. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2017.04.001>(2017). Acesso em: 07 mar. 2021

LAWSON, C.R. Geotextile containment for hydraulic and environmental engineering. **Geosynthetics International**, [s.l.]: Elsevier, v. 15, n. 6, p. 384-427, 2008.

LIRA, W.S.; CÂNDIDO, G.A. (org.). **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa**. Campina Grande: EDUEPB, 2013. *E-book* (325 p). Disponível em: <http://books.scielo.org>. Acesso em: 06 mar. 2021.

MOO-YOUNG, H.K.; GAFFNEY, D.A.; MO, X. Testing Procedures to asses the viability of dewatering with geotextiles tubes. **Geotextiles and Geomenbranes**, [s.l.]: Elsevier, v. 20, p. 289-303. 2002.

MOO-YOUNG, H. K.; TUCKER, W.R. Evaluation of vacuum filtration testing for geotextile tubes. **Geotextiles and Geomenbranes**, [s.l.]: Elsevier, v. 20, p. 191-212. 2002.

NASCIMENTO JUNIOR, P. F. **Unidade de tratamento de resíduos - UTR de estação de tratamento de água – ETA: um complemento essencial para a preservação do meio ambiente**. 2005. Monografia (Pós-Graduação *lato sensu* em Saneamento Ambiental) - Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

REALI, M.A.P.; PATRIZZI, L.J.; CORDEIRO, J.S. Desidratação de lodos por centrifugação. **Projeto PROSAB**. São Carlos: RiMa Artes e Textos, cap. 4, p. 85-106. 1999.

SILVA, G.G.; DANTAS, A.D.B.; QUEIROZ S.C.B.; RODRIGUES, M.I.; GUIMARÃES, M.A.R. Uso da metodologia de superfície de resposta para avaliação do desaguamento de resíduos de estação de tratamento de água em filtração geotêxtil. **Revista AIDIS**, Cidade do México: [s.n.], v. 13, n. 3, p. 939-956. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.69559>. Acesso em: 06 mar. 2021.

UNESCO World Water Assessment Programme. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento de Recursos Hídricos 2020: Água e mudança climática**. Tradução: Kelly Cristina Pereira de Moraes. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372882_por?fbclid=IwAR0yBI24uVUHZp5Gm4pLws8vYjRmdq4AX282A-aUfcpyXtYjC8olwrON4JA. Acesso em: 07 set. 2020.

UNIC. CENTRO DE INFORMAÇÕES DAS NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. **População mundial: A ONU e a população mundial**. Rio de Janeiro: [s.n.], p. 1, 2019. Disponível em: <https://unicrio.org.br/acao/populacao-mundial/>. Acesso em: 02 jun. 2020.

CAPÍTULO 14

TRATAMENTO DE EFLUENTE HOSPITALAR EM REATOR TIPO UASB E FITOTOXICIDADE

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 25/08/2021

Roberson Davis Sá

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI), Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA)
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/6459862919919897>

Fernando Rodrigues-Silva

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (PPGSMARH)
Belo Horizonte-MG
<http://lattes.cnpq.br/1235200960817095>

Paloma Pucholobek Panicio

UTFPR, DAQBI
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/1825038759305181>

Yohannys Mannes

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/4515747011128785>

Mariana Azevedo dos Santos

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/8974402245890163>

Lidia Lima

UTFPR, DAQBI, Programa De Pós-graduação

em Tecnologia e Sociedade

Curitiba-PR

<http://lattes.cnpq.br/7220071333364474>

Lutécia Hiera da Cruz

Universidade Estadual do Paraná (UNESPAR), Centro de Ciências Exatas e Biológicas
União da Vitória-PR
<http://lattes.cnpq.br/2403668086605389>

Liziê Daniela Tentler Prola

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/6809940830015445>

Wanessa Algarte Ramsdorf

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/7831415947244973>

Adriane Martins de Freitas

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/0004273272645453>

Karina Querne de Carvalho

UTFPR, Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC), PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/8055585859691419>

Marcus Vinicius de Liz

UTFPR, DAQBI, PPGCTA
Curitiba-PR
<http://lattes.cnpq.br/6959317686443946>

RESUMO: Os efluentes hospitalares possuem diversos contaminantes orgânicos recalcitrantes e tóxicos que são geralmente destinados à

rede coletora de esgotamento sanitário, quando existentes. Reatores tipo UASB são muito utilizados na América Latina, principalmente no Brasil, para tratamento de diversas águas residuárias. Portanto, neste trabalho foi avaliado o tratamento do efluente de um hospital com nível de atenção à saúde terciário em um reator tipo UASB e monitorou a fitotoxicidade deste antes e após o tratamento. Um reator tipo UASB em escala de bancada, diâmetro 12 cm, altura da lâmina d'água de 40 cm e volume útil de 4,2 L foi operado com carga orgânica volumétrica média de 1,8781 (0,2216) kg DQO m⁻³ d⁻¹. Os resultados do monitoramento do sistema demonstraram estabilidade no processo anaeróbio de tratamento, atingindo-se remoção média de DQO de 73(5)%. Ambas as amostras do afluente e efluente ao reator tipo UASB resultaram em efeito fitotóxico de inibição do crescimento radicular. Neste sentido, embora o tratamento no reator tipo UASB tenha se demonstrado efetivo para remoção de matéria orgânica carbonada, estudos futuros devem ser conduzidos para verificar a possibilidade de pós-tratamento para remoção da toxicidade e carga orgânica residuária.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto. Recalcitrância. Tratamento anaeróbio. Ecotoxicidade.

TREATMENT OF HOSPITAL WASTEWATER BY UASB REACTOR AND PHYTOTOXICITY

ABSTRACT: Hospital wastewaters contain several recalcitrant and toxic organic contaminants. They are usually discharged into the sewage collection network, when there is one. Due to the effluent complexity, UASB reactors are widely used in Latin America, mainly in Brazil, for this treatment. Therefore, this work aims at evaluating the treatment of wastewater from a hospital with tertiary health care level using a UASB reactor, considering its phytotoxicity before and after treatment. A UASB reactor at bench-scale, diameter 12 cm, water depth of 40 cm and useful volume of 4.2 L was operated with an average organic loading rate of 1.8781 (0.2216) kg COD m⁻³d⁻¹. The system monitoring results demonstrated stability in the anaerobic treatment process, achieving an average COD removal of 73(5)%. Both influent and effluent samples of the system resulted in phytotoxicity effect of inhibition of root growth. In this sense, although the treatment in a UASB reactor has been shown to be effective for removing carbonaceous organic matter, future studies should verify the possibility of post-treatment to remove the toxicity and residual organic load.

KEYWORDS: Sewage. Recalcitrance. Anaerobic treatment. Ecotoxicity.

1 | INTRODUÇÃO

Efluentes hospitalares apresentam alta concentração de substâncias recalcitrantes, patógenos, fármacos, produtos laboratoriais e de pesquisa, tornando-se este efluente único. Muitos destes contaminantes são utilizados em análises, tratamentos agressivos e invasivos, enquanto outros são utilizados na desinfecção nas limpezas das instalações (ORIAS; PERRODIN, 2013). Não há obrigatoriedade de tratamento prévio dos efluentes gerados em laboratórios de diagnósticos, clínicas médicas ou consultórios odontológicos de acordo com a legislação brasileira atual.

Essa combinação de compostos, quando lançada em excesso no ambiente e de

forma inadequada, causa poluição, desequilíbrio ambiental no meio aquático e problemas de saúde pública (KHAN *et al.*, 2020; PRAYITNO *et al.*, 2014). Além disso, a destinação destes efluentes diretamente na rede coletora de esgotos associa-se a problemas como o desenvolvimento de bactérias resistentes a antimicrobianos e transferência horizontal de genes resistentes a antibióticos (STARLING *et al.*, 2021).

A legislação de grande parte dos países trata o efluente hospitalar da mesma forma com que trata o efluente sanitário de origem doméstica. Os países da Europa, principalmente, adotam políticas públicas para o descarte dos diversos efluentes gerados em estabelecimentos de saúde. Não existe uma norma geral, mas várias diretrizes para os diversos resíduos, desde a proibição da descarga em rede pública até a permissão de diluição de alguns outros contaminantes (CARRARO *et al.*, 2016; KUMARI; MAURYA; TIWARI, 2020).

Países como Brasil, França, Índia, Suíça, Taiwan, Argentina e Itália lançam a maior parte de seus resíduos líquidos hospitalares diretamente na rede coletora de esgotamento sanitário (KUMARI; MAURYA; TIWARI, 2020). Segundo a atualização do Atlas de Esgotos da Agência Nacional de Águas (ANA), apenas 46,5% dos brasileiros possuem sistema coletivo de coleta e tratamento de esgotos (82.130.656 pessoas). Este levantamento ainda destaca que as maiores coberturas de coleta e tratamento de efluentes são observados no Distrito Federal (89,3%), Paraná (80,7%) e São Paulo (71,9%). Ademais, da totalidade de 3.419 Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) no Brasil, 37% são operadas com reatores tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) (ANA, 2020).

Tendo em vista a complexa composição desses efluentes, o seu tratamento na fonte geradora torna-se necessário e deve ser incluída nos programas de gerenciamento de resíduos (KAJITVICHYANUKUL; SUNTRONVIPART, 2006; MACHADO; YOKOYAMA, 2020) sendo, muitas delas, da área de saúde. Para que esses resíduos sejam tratados como efluente é necessária a adequação às legislações ambientais de disposição final de resíduos de serviço de saúde e lançamento de efluentes. O objetivo deste estudo é apresentar uma proposta de tratamento de efluente de laboratório de assistência à saúde, por meio de processos oxidativos avançados (POA. Neste sentido, o sistema anaeróbio de tratamento de águas residuárias em reatores tipo UASB é uma opção atrativa para tratamento de efluente uma vez que possui baixo consumo de energia e baixo custo de implantação e operação, aproveitamento do gás metano como combustível, baixa produção de lodo e pouca manutenção do equipamento. De todo modo, deve-se salientar a possibilidade de emissão de odores desagradáveis, sensibilidade às alterações bruscas de pH, temperatura e cargas de choque (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

O processo anaeróbio de tratamento de efluente é baseado na utilização de uma associação de diversos tipos de microrganismos, os quais, realizam a degradação da matéria orgânica carbonada, transformando substâncias complexas em substâncias simples. O tratamento em reator tipo UASB destaca-se pela manta de lodo, região com elevada presença de microrganismos anaeróbios em grânulos e flocos sem meio suporte, e

o separador trifásico, utilizado para coletar o gás metano produzido, que atua na separação das fases sólida, líquida e gasosa do sistema de tratamento (CHERNICHARO, 2015).

Este tipo de efluente possui composição diversificada, sendo que, geralmente, os contaminantes orgânicos recalcitrantes e tóxicos não são degradados por completo por processos biológicos. Portanto, deve-se verificar as respostas ecotoxicológicas do tratamento desta matriz de elevada complexidade (VERLICCHI; AL AUKIDY; ZAMBELLO, 2015)primary, secondary and polishing. De maneira geral, exemplos referentes à toxicidade desse tipo de efluente presente no ambiente à diversos organismos testes tem sido reportados na literatura (ANTONOPOULOU *et al.*, 2021; KHAN, Afzal Husain *et al.*, 2020; KHAN, Nadeem A. *et al.*, 2020).

Desta forma, no presente trabalho foi caracterizado o efluente hospitalar e avaliada a eficiência do tratamento biológico por meio do reator tipo UASB por meio do monitoramento de parâmetros físico-químicos e verificação das respostas fitotoxicológicas a partir de bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* (alface).

2 | MÉTODOS EXPERIMENTAIS

Este trabalho foi conduzido com efluente de um hospital com nível terciário de atenção à saúde. As coletas do efluente foram realizadas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011) NBR n. 9898 (ABNT, 1987). Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade total, alcalinidade intermediária, alcalinidade parcial, ácidos voláteis, demanda química de oxigênio total (DQO_{total}) e solúvel ($DQO_{solúvel}$), de acordo com as diretrizes estabelecidas no APHA (2017). Foram realizadas campanhas com coleta periódicas para alimentação do reator tipo UASB.

2.1 Tratamento do efluente em reator tipo UASB

O reator do tipo UASB utilizado na condução deste estudo pode ser verificado na representação esquemática apresentada na Figura 1.

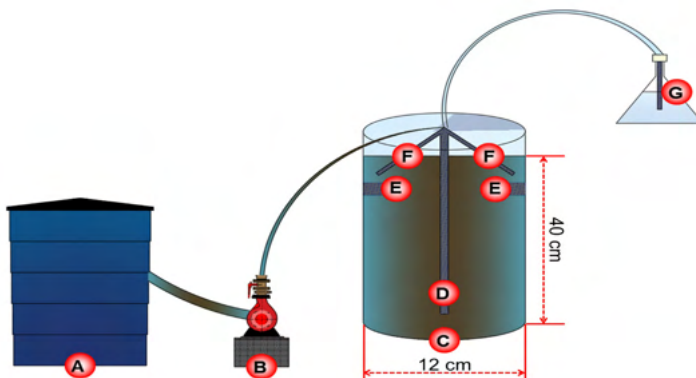


Figura 1: Reator tipo UASB: A, reservatório de alimentação; B, bomba para recalque e alimentação do reator; C, reator tipo UASB; D, alimentação de fluxo ascendente; E, defletores; F, separador trifásico; G, selo hidráulico.

Foi montado um reator do tipo UASB em escala de bancada cilíndrico em vidro transparente alcalino, diâmetro 12 cm, altura da lâmina d'água de 40 cm (Figura 1C), com capacidade volumétrica de 4,2 L. Os defletores do reator foram implantados a partir de funis de polipropileno (Figura 1E) e o separador trifásico foi confeccionado em vidro no formato de funil (Figura 1F), o qual foi conectado a um selo hidráulico para separação da fase gasosa (Figura 1G).

O reator foi alimentado continuamente com o efluente hospitalar, acondicionado diariamente em um reservatório com capacidade de 20 L (Figura 1A), por uma bomba de diafragma modelo Concept Plus (ProMinent®), com vazão de operação de 0,1 a 1 L h⁻¹ (Figura 1B). A alimentação do reator foi realizada em sentido ascendente a partir do aparato de distribuição alocado no reator (Figura 1D).

Previamente à operação com efluente hospitalar, o reator tipo UASB foi inoculado com lodo anaeróbio proveniente de um sistema de tratamento de esgoto municipal de Curitiba operado por reator anaeróbio de leito fluidizado, na proporção de 30% do volume do reator (1,26 L). A biomassa possuía concentrações de sólidos totais (ST) de 89,1 (1,8) g L⁻¹, sólidos totais fixos (STF) de 30,3 (2,6) g L⁻¹ e sólidos totais voláteis (STV) de 58,8 (1,7) g L⁻¹, ou seja, 33,9 e 66,1% de STF e STV em relação aos sólidos totais, respectivamente. Além disso, a operação do reator foi iniciada com aumento gradual da proporção entre o substrato sintético (TORRES; FORESTI, 1992) e o efluente hospitalar até a operação estritamente com efluente hospitalar. Os resultados apresentados neste trabalho são referentes à operação alimentada apenas com o efluente hospitalar durante 40 dias, sendo 8 campanhas de coleta (n = 8).

O tratamento foi realizado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 14 horas. O reator foi alimentado com vazão constante de 0,3 L h⁻¹, tendo sido operado com carga orgânica volumétrica média de 1,8781 (0,2216) kg DQO m³d⁻¹.

Semanalmente foi realizada a limpeza do sistema de alimentação, composto por tanque

de armazenamento de efluente, mangueiras e bomba de alimentação, para minimização da ação microbiológica de degradação do efluente prévia ao reator ou possíveis entupimentos no sistema.

2.2 Fitotoxicidade com sementes de *Lactuca sativa*

A coleta e preservação de amostras para realização dos bioensaios deste estudo foram realizados de acordo com a NBR n. 15469 (ABNT, 2016). Não foram realizados preparo de amostras prévio aos ensaios, como por exemplo correção do pH e filtração.

Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados antes e após o tratamento do efluente hospitalar no reator tipo UASB. Os testes de fitotoxicidade com *Lactuca sativa* (alface), foram realizados a partir de sementes da variedade Boston Branca (Isla Pak®). Este bioensaio foi realizado com metodologia descrita por Sobrero e Ronco (2009) e Young *et al.* (2012). Neste bioensaio, 15 sementes foram dispostas em placa de Petri (10 cm de diâmetro), colocadas sobre um papel filtro (80 g m⁻², Unifil) com 4 mL de amostra. As placas foram envolvidas com filme plástico e incubadas a 20±2°C, sem fotoperíodo, por 120 horas. Solução comercial de glifosato a 6% foi utilizada como controle positivo e água tipo II, purificada por um sistema de osmose reversa, foi utilizada como controle negativo. Todas as amostras e controles foram feitos em triplicata (n = 3).

Após o período de exposição, o comprimento das radículas foi medido com uma casa decimal. Radículas com crescimento inferior a 0,2 cm foram consideradas não germinadas. Foram calculadas as médias de comprimento de cada réplica, assim como o desvio padrão (DP). Os resultados foram avaliados através do índice de germinação (IG, Eq. 1) e índice de crescimento relativo (ICR, Eq. 2).

$$IG = \frac{\text{Média de germinação de cada réplica da amostra}}{\text{Média de germinação de cada réplica do controle negativo}} \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

$$ICR = \frac{\text{Média do comprimento das radículas das amostras}}{\text{Média do comprimento das radículas do controle negativo}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Os valores do ICR foram divididos em três categorias de acordo com os efeitos de toxicidade observados: (a) inibição do alongamento da raiz: 0 < ICR < 0,8; (b) sem efeitos fitotóxicológicos: 0,8 ≤ ICR ≤ 1,2; e (c) estimulação do alongamento radicular: ICR > 1,2.

2.3 Testes Estatísticos

Todos os testes estatísticos foram realizados com o *software* livre BioStat 5.0 (Tefé, Amapá). Foram aplicados testes estatísticos não paramétricos com nível de confiança de 95% para todos os estudos realizados. As amostras de monitoramento do reator tipo UASB antes e após o tratamento foram avaliadas a partir do teste não paramétrico de comparação entre

dois conjuntos de amostras independentes Mann-Whitney. As comparações entre múltiplas amostras do bioensaio de fitotoxicidade com sementes de *L. sativa* foram determinadas a partir do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e, verificando-se diferença significativa, aplicou-se o pós-teste não paramétrico de Dunn.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Tratamento do efluente hospitalar em reator tipo UASB

Os resultados obtidos no monitoramento do reator tipo UASB com alimentação do efluente hospitalar bruto a partir do pH, alcalinidade, relação alcalinidade intermediária por alcalinidade parcial (AI/AP), ácidos voláteis, DQO_{total} e DQO_{solúvel} podem ser visualizados na Figura 2.

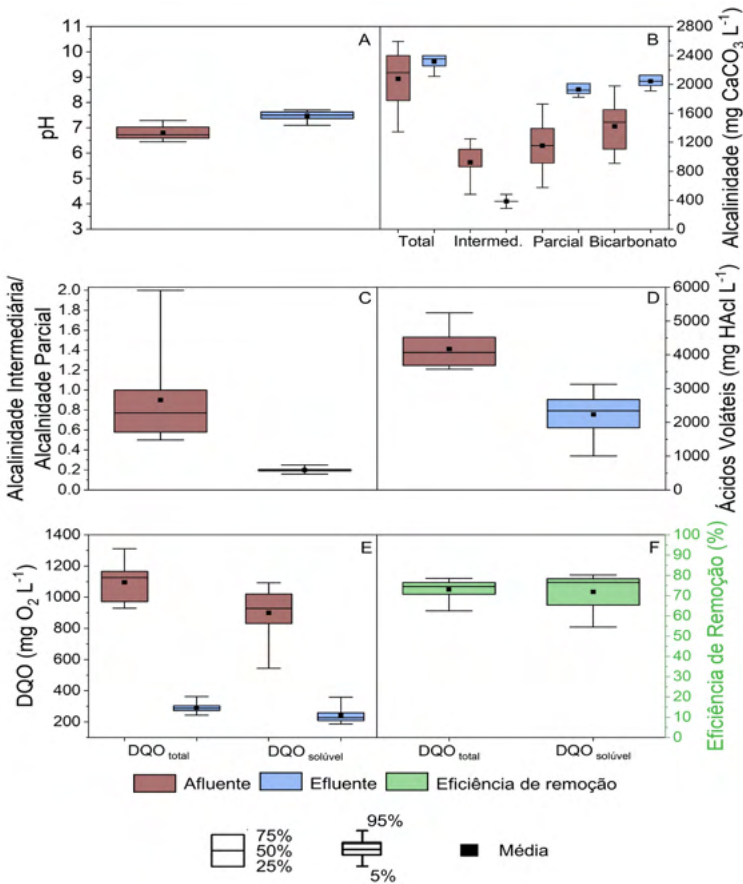


Figura 2: Monitoramento do reator tipo UASB operando com efluente hospitalar: A, pH; B, alcalinidade; C, relação AI/AP; D, ácidos voláteis; E, DQO_{total} e DQO_{solúvel}; F, eficiência de remoção de DQO_{total} e DQO_{solúvel}. n = 8; Intermed. = alcalinidade intermediária; AI/AP = relação de alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial.

Os valores medidos de pH (Figura 2A) variaram entre 6,5 e 7,3 para amostras do afluente e entre 7,1 e 7,7 para amostras do efluente, sem resultar em diferença significativa entre o conjunto de amostras ($\alpha = 0,05$; $p = 0,0822$). Esses valores encontram-se nas faixas de pH ótimo recomendadas para os microrganismos metanogênicos e acidogênicos, quando observados os valores mínimo e máximo. Desta forma, a biomassa contida no reator tipo UASB foi capaz de conduzir o processo fermentativo anaeróbio em equilíbrio bioquímico, sem apresentar acidificação (CHERNICHARO, 2015).

A média dos valores de alcalinidade total do efluente hospitalar (Figura 2B) foram de 2076 (420) mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para amostras do afluente e 2316 (108) mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para amostras do efluente, indicando aumento de 12% após a digestão anaeróbia. A alcalinidade a bicarbonato (Figura 2B) apresentou aumento de 44% e, com médias de 1420 (365) e 2043 (86) mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o afluente e efluente, respectivamente. Neste sentido, a capacidade do reator anaeróbio em manter o pH constante durante o tratamento é alcançado pelo equilíbrio entre compostos ácidos provenientes do processo anaeróbio e pela formação de bicarbonatos, responsável pelo efeito tamponante.

Segundo Ripley, Boyle e Converse (1986), também apontado por Chernicharo (2015), os valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam distúrbios no processo de tratamento anaeróbio. A relação AI/AP (Figura 2C) apresentou valores médios de 0,90 (0,49) para amostras do afluente e 0,20 (0,03) para amostras do efluente ($\alpha = 0,05$; $p = 0,00004$). Neste sentido, o valor desta relação ficou inferior a 0,3 em 95% dos casos. Embora a relação AI/AP do afluente tenha sido superior ao preconizado na literatura, foi possível constatar que o processo de tratamento anaeróbio deste efluente hospitalar resultou em conversões bioquímicas de produção de alcalinidade parcial, indicando estabilidade do sistema.

Outro parâmetro que deve ser avaliado durante o processo anaeróbio é a concentração de ácidos voláteis antes e após o tratamento. No reator tipo UASB foi observada redução de 46% desse parâmetro, com valores de 4171 (581) mg HAc L^{-1} do afluente para 2232 (677) mg HAc L^{-1} no efluente. O reator tipo UASB manteve o pH na faixa neutra durante o período observado.

A média dos valores de $\text{DQO}_{\text{total}}$ (Figura 2E) das amostras do afluente foi de 1095 (129) mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, com mínima de 929 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ e máxima de 1311 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, apresentando CV de 12%. A $\text{DQO}_{\text{total}}$ efluente obteve valor médio de 291 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, mínima de 243 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ e máxima de 363 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ (CV 12%), apresentando diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre as amostras do afluente e efluente com valor de $p = 0,0274$. A eficiência média de remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$ (Figura 2F) foi de 73 (5) %, com valores variando entre 62% e 78% (CV 7%).

A análise da $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ afluente resultou nas médias de: 894 (173) mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, com mínima de 543 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ e máxima de 1093 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, com CV de 19%, enquanto o efluente obteve valor médio de 242 (54) mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$, mínima de 186 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ e máxima de 359 mg $\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$ (CV 22%). O teste estatístico demonstrou que os conjuntos de amostras foram

significativamente ($\alpha = 0,05$) diferentes entre si, com valor de $p = 0,0451$. Esta etapa de operação resultou em eficiência média de remoção de $DQO_{\text{solúvel}}$ (Figura 2f) de 72 (10)%, sendo os valores mínimo e máximo de 54% e 80%, respectivamente (CV 14%).

A comparação estatística através do teste não paramétrico para amostras independentes Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$), mostrou que não há diferença estatística entre os níveis de remoção da matéria orgânica carbonada em termos de DQO_{total} e $DQO_{\text{solúvel}}$, retornando-se o valor de $p = 0,5286$.

Os resultados obtidos neste estudo, operando-se com matriz de efluente hospitalar, foram superiores aos resultados observados por Campos *et al.* (2004), em que a remoção de DQO atingiu eficiência de aproximadamente 35% no tratamento de efluente de uma indústria de laticínios em reator tipo UASB. Os resultados foram similares aos apresentados por Rodrigues *et al.* (2010) para tratamento de efluente de suinocultura em um reator tipo UASB, com eficiência de aproximadamente 90%. Comportamento similar foi verificado por Fountoulakis *et al.* (2016) que reportaram eficiência de remoção de DQO de 87%.

A eficiência média de remoção de DQO de 73% está de acordo com estudo realizado por Oliveira e Von Sperling (2008) que notaram remoção média de DQO de 59% por reatores tipo UASB para efluente sanitário de 153 ETEs. Além disso, Sharma e Kazmi (2016) obtiveram eficiência média de remoção de DQO de 71%, abaixo da melhor média do reator alcançada nesse estudo.

Um biorreator de leito fixo, em escala de bancada, foi utilizado para tratamento experimental em efluente hospitalar (FARROKHI *et al.*, 2016) make the use of biokinetic coefficients obtained from activated sludge in the MWW treatment unprofitable for designing, modeling and evaluation of biological processes for HWW treatment. Since this study was conducted to evaluate the performance and biokinetic coefficients of a fixed bed bioreactor (FBBR, com remoções de DQO na faixa entre 87% e 97%, valores acima do esperado para esse tipo de tratamento. Valores superiores aos encontrados na literatura podem ser possíveis devido às variações serem mais controladas que em ambiente aberto. A oferta de um efluente com menor variação, homogeneizado e com temperatura constante, também são fatores que contribuem para um melhor desempenho do tratamento.

3.2 Fitotoxicidade com sementes de *Lactuca sativa*

Os resultados do bioensaio com sementes de *Lactuca sativa* (fitotoxicidade aguda) submetidas ao efluente hospitalar, antes e após o tratamento no reator tipo UASB, podem ser observados na Figura 3.

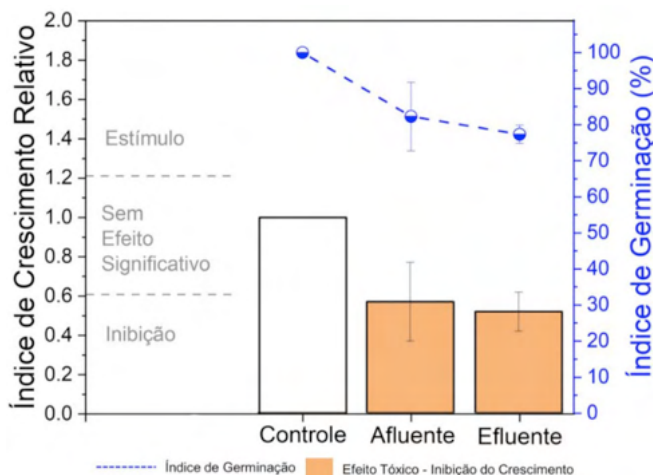


Figura 3 - Fitotoxicidade com sementes de *Lactuca sativa* antes e após o tratamento do efluente hospitalar em reator tipo UASB.

Embora a espécie de *L. sativa* não seja autóctone ao ambiente aquático, este organismo pode ser utilizado como indicador de fitotoxicidade (produtor primário) para os efluentes, pois sua resposta toxicológica é análoga à vegetação das margens dos corpos hídricos lânticos e lóticos (SOBRERO; RONCO, 2009).

As amostras do afluente apresentaram média de germinação de 82(9)% e após o tratamento com reator tipo UASB a média de germinação das sementes foi de 77(2)%. Ambas as amostras apresentaram diferença significativa ($\alpha = 0,05$; $p > 0,05$) no crescimento das radículas em comparação ao controle negativo. De acordo com a classificação de Young *et al.* (2012), o índice de crescimento relativo (ICR) resulta em efeito tóxico de inibição de crescimento das radículas das sementes de *L. sativa*, tendo sido registrado ICR médio de 0,56 (0,2) e 0,51 (0,1) para amostras do afluente e efluente, respectivamente.

O tratamento de micropoluentes fortificados em efluente sintético em reator tipo UASB conduzido por Rodrigues-Silva (2020), também resultou em efeito tóxico significativo quando comparado ao controle do bioensaio. Porém, o autor relatou que as amostras do afluente e efluente apresentaram ICR de 1,3 e 1,5, respectivamente, indicando estímulo de crescimento das radículas das sementes. O mesmo comportamento foi observado em amostras de efluente sanitário secundário de ETE operada por sistema de lodos ativados (FREITAS *et al.*, 2017). Embora o estímulo de crescimento possa parecer ser positivo, a literatura aponta que deve-se considerar como efeito tóxico, pois a amostra foi capaz de alterar os processos fisiológicos das sementes (PRIAC; BADOT; CRINI, 2017).

Por outro lado, em relação ao efluente hospitalar, Chow, Lee e Foo (2021) avaliaram a fitotoxicidade deste tipo de efluente com sementes de *Ipomoea aquatica* (espinafre aquático) em diversas diluições do efluente. De maneira geral, os autores observaram que o efluente não causou efeito adverso na germinação das sementes, porém, à medida que se aumentou

a concentração do efluente nos bioensaios foi constatada distorções no crescimento das radículas das sementes, tendo sido verificado menor crescimento quando comparado ao controle, similar ao encontrado na presente pesquisa. Este resultado pode ser atribuído, principalmente, ao efeito inibidor no transporte dos nutrientes essenciais necessários ao desenvolvimento da planta, impulsionado pela presença de diferentes compostos na matriz de efluentes hospitalares (EGBUIKWEM; MIERZWA; SAROJ, 2020)there is pressing need to reclaim and reuse wastewater for agricultural operations. While this practice is gaining significant traction in developed world, it is quite rare in most developing countries with inadequate or no functional sewerage facilities and treatment systems at both municipal and industrial levels occasioned by high investment and operational costs. Consequently, wastewaters generated are in complex heterogenous mix of industrial, domestic, municipal and agricultural runoff wastewater. Biological technologies which utilize the expertise of microorganisms are considered robust, efficient and economically attractive for treatment of wide range of wastewaters and they have high suitability in developing countries. This work therefore assessed the potential of suspended growth biological process (SGBP. Desta forma, nota-se que a complexidade da matriz, mesmo após o tratamento biológico, levou à deficiência e desequilíbrio de nutrientes, com fraco crescimento e desenvolvimento vegetativo.

De maneira geral, tendo em vista os resultados de toxicidade após o tratamento do efluente hospitalar, observa-se que há necessidade de póstratamento do efluente hospitalar para diminuição da toxicidade, bem como a remoção da carga orgânica residual, visando o despejo em corpo hídrico receptor.

4 | CONCLUSÕES

Embora o efluente hospitalar seja uma matriz com maior complexidade em comparação aos esgotos sanitários, foi observado que o reator tipo UASB foi efetivo na remoção da matéria orgânica carbonada em termos de DQO, com eficiência média de 73(5)% para DQO_{total} média de 1095 (129) $mg\ O_2\ L^{-1}$ no efluente.

Em relação à fitotoxicidade, constatou-se que o tratamento biológico não foi capaz de remover o efeito tóxico de inibição de crescimento radicular, o que pode resultar em efeito significativo à vegetação das margens dos corpos hídricos receptores. Neste sentido, estudos futuros devem ser conduzidos para verificar a possibilidade de pós-tratamento para remoção da toxicidade e carga orgânica residual.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 15469 - Ecotoxicologia — Coleta, preservação e preparo de amostras**. Rio de Janeiro, p. 1–22, 2016.

ABNT. **NBR 9898 - Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores**. Rio de Janeiro, p. 1-22, 1987.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2020.

ANTONOPOULOU, M.; KOSMA, C.; ALBANIS, T.; KONSTANTINOOU, I. **An overview of homogeneous and heterogeneous photocatalysis applications for the removal of pharmaceutical compounds from real or synthetic hospital wastewaters under lab or pilot scale**. *Science of the Total Environment*, vol. 765, p. 144163, 2021.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd editi. Water Environment Federation, Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association, 2017.

CAMPOS, C. M. M.; LUIZ, F. A. R.; BOTELHO, C. G.; DAMASCENO, L. H. S. **Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas**. *Ciência e Agrotecnologia*, vol. 28, no. 6, p. 1376–1384, 2004.

CARRARO, E.; BONETTA, Si; BERTINO, C.; LORENZI, E.; BONETTA, Sa; GILLI, G. **Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries**. *Journal of Environmental Management*, vol. 168, p. 185–199, 2016.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia Nacional De Coleta E Preservação De Amostras**. São Paulo: Agência Nacional de Águas, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges**. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 14, no. 4, p. 649–679, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. IWA Publishing, 2015.

CHOW, Y. N.; LEE, L. K.; FOO, K. Y. **Scientific rationale of hospital discharge as a sustainable source of irrigation water: Detection, phytological assessment and toxicity verification**. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 148, p. 834–845, 2021.

EGBUIKWEM, P. N.; MIERZWA, J. C.; SAROJ, D. P. **Assessment of suspended growth biological process for treatment and reuse of mixed wastewater for irrigation of edible crops under hydroponic conditions**. *Agricultural Water Management*, vol. 231, p. 106034, 2020.

FARROKHI, M.; MAHDAVIANPOUR, M.; SHIRZAD-SIBONI, M.; NAIMI-JOUBANI, M.; JAMALI, H. A. **Intrinsic kinetics for fixed bed bioreactor in hospital wastewater treatment**. *Water Science and Technology*, vol. 74, no. 8, p. 1992–1998, 2016.

FOUNTOULAKIS, M. S.; MARKAKIS, N.; PETOUSHI, I.; MANIOS, T. **Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing**. *Science of the Total Environment*, vol. 551–552, p. 706–711, 2016.

FREITAS, A. M.; RIVAS, G.; CAMPOS-MAÑAS, M. C.; CASAS LÓPEZ, J. L.; AGÜERA, A.; SÁNCHEZ PÉREZ, J. A. **Ecotoxicity evaluation of a WWTP effluent treated by solar photo-Fenton at neutral pH in a raceway pond reactor.** *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, no. 2, p. 1093–1104, 2017.

KAJITVICHYANUKUL, P.; SUNTRONVIPART, N. **Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method.** *Journal of Hazardous Materials*, vol. 138, no. 2, p. 384–391, 2006.

KHAN, A. H.; KHAN, N. A.; AHMED, S.; DHINGRA, A.; SINGH, C. P.; KHAN, S. U.; MOHAMMADI, A. A.; CHANGANI, F.; YOUSEFI, M.; ALAM, S.; VAMBOL, S.; VAMBOL, V.; KHURSHEED, A.; ALI, I. **Application of advanced oxidation processes followed by different treatment technologies for hospital wastewater treatment.** *Journal of Cleaner Production*, vol. 269, 2020.

KHAN, N. A.; AHMED, S.; FAROOQI, I. H.; ALI, I.; VAMBOL, V.; CHANGANI, F.; YOUSEFI, M.; VAMBOL, S.; KHAN, S. U.; KHAN, A. H. **Occurrence, sources and conventional treatment techniques for various antibiotics present in hospital wastewaters: A critical review.** *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, vol. 129, 2020.

KUMARI, A.; MAURYA, N. S.; TIWARI, B. **Hospital wastewater treatment scenario around the globe.** *BV*, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00015-8>.

MACHADO, G.; YOKOYAMA, L. **Estudo De Tratamento De Efluente De Serviço De Saúde Para Redução De Custos Econômicos E Impactos Ambientais.** *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, vol. 55, no. 1, p. 89–102, 2020.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. **Reliability analysis of wastewater treatment plants.** *Water Research*, vol. 42, no. 4–5, p. 1182–1194, 2008.

ORIAS, F.; PERRODIN, Y. **Characterisation of the ecotoxicity of hospital effluents: A review.** *Science of the Total Environment*, vol. 454–455, p. 250–276, 2013.

PRAYITNO; KUSUMA, Z.; YANUWIADI, B.; LAKSMONO, R. W.; KAMAHARA, H.; DAIMON, H. **Hospital wastewater treatment using aerated fixed film biofilter - Ozonation ($\text{Af}_2\text{b/O}_3$).** *Advances in Environmental Biology*, vol. 8, no. 5, p. 1251–1259, 2014.

PRIAC, A.; BADOT, P. M.; CRINI, G. **Évaluation de la phytotoxicité d'eaux de rejets via *Lactuca sativa* : paramètres des tests de germination et d'élongation.** *Comptes Rendus - Biologies*, vol. 340, no. 3, p. 188–194, 2017.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. **Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes.** *Water Pollution Control Federation*, vol. 58, no. 5, p. 406–411, 1986.

RODRIGUES-SILVA, Fernando. **Degradação de Atrazina, Rifampicina e 17 α -Ethinilestradiol em Água Residuária Sintética por Tratamento Anaeróbico em Reator tipo UASB Combinado com Processos Avançados de Oxidação.** 2020, 199 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Curitiba, 2020.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; ZOCRATO, M. C. O.; PAPA, D. N.; SPERLING, M. V.; OLIVEIRA, P. R. de. **Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, vol. 14, no. 1, p. 94–100, 2010.

SHARMA, M. K.; KAZMI, A. A. **Performance evaluation of a single household anaerobic packaged system for onsite domestic wastewater treatment**. Desalination and Water Treatment, vol. 57, no. 20, p. 9216–9225, 2016.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L.** Imta, p. 55–67, 2009.

STARLING, M. C. V. M.; MENDONÇA NETO, R. P.; PIRES, G. F. F.; VILELA, P. B.; AMORIM, C. C. **Combat of antimicrobial resistance in municipal wastewater treatment plant effluent via solar advanced oxidation processes: Achievements and perspectives**. Science of the Total Environment, vol. 786, p. 147448, 2021.

TORRES, P.; FORESTI, E. **Desempenho de um reator anaerobio de manta de lodo (uasb) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. Universidade de São Paulo, 1992.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. **What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? - An overview and a discussion on perspectives**. Science of the Total Environment, vol. 514, p. 467–491, 2015.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. **Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa***. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 76, no. 1, p. 182–186, 2012.

CAPÍTULO 15

WETLANDS: UMA ALTERNATIVA ECOLÓGICA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO NO INSTITUTO FEDERAL DE SERGIPE

Data de aceite: 01/10/2021

Data da submissão: 06/08/2021

Carina Siqueira de Souza

Instituto Federal de Sergipe – IFS,
Coordenação de Saneamento Ambiental - CSA
Aracaju, Sergipe

Halanna Moura de Souza

Faculdade de Administração e Negócios de
Sergipe - FANESE
Aracaju, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/4202330882051253>

Soanne Hemylle de Jesus Santos

Universidade Federal de Sergipe – UFS,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e
Ciências Ambientais - PPGECA
São Cristóvão, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/6368760330783181>

Thaise Kate Silva dos Santos

Universidade Federal de Sergipe – UFS
São Cristóvão, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/9934301485218555>

Geovane de Mello Azevedo

Instituto Federal de Sergipe – IFS,
Coordenação de Saneamento Ambiental
Aracaju, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/7730377207253984>

Maurício Santos Silva

Instituto Federal de Sergipe – IFS,
Coordenação de Saneamento Ambiental
Aracaju, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/6062530376234638>

Felippe Matheus Silva Meneses

Instituto Federal de Sergipe – IFS,
Coordenação de Saneamento Ambiental - CSA
Aracaju, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/4265406574364082>

Florilda Vieira da Silva

Instituto Federal de Sergipe – IFS,
Coordenação de Saneamento Ambiental
Aracaju, Sergipe
<http://lattes.cnpq.br/3288539865097933>

RESUMO: Em se tratando de ambiente escolar, o uso de água é intenso e, consequentemente, a geração de esgoto doméstico também é grande, somado a este problema há a falta de infraestrutura sanitária e de sistemas públicos de tratamento de efluentes eficientes, reverberando em problemas socioambientais provocados pelo mau tratamento e disposição de efluentes de empreendimentos do tamanho do Instituto. Sendo assim, observou-se a necessidade de se procurar por estruturas de saneamento mais sustentáveis e mais baratas e que possam atender de forma adequada à demanda do atual déficit do sistema de saneamento básico, assim como contribuir com a redução dos impactos ambientais decorrentes da má disposição dos efluentes domésticos no meio ambiente. O projeto piloto do sistema de tratamento denominado sistemas alagados construídos/ wetlands removeu os seguintes constituintes: Turbidez 75,3%, Fósforo 40%, Nitrogênio Amoniacal 57,3%, DBO 69%, DQO 37% e STD 22,5% nos primeiros 4 meses, sendo a falta de manejo um dos responsáveis pelo decréscimo do rendimento do sistema. Por esta razão, trata-se

de uma tecnologia que pode ser aplicada no Instituto Federal de Sergipe, campus Aracaju, para reduzir o lançamento de aproximadamente 45,34 kg de matéria orgânica por dia no sistema de tratamento e proporcionar beleza cênica para as áreas verdes.

PALAVRAS-CHAVE: Sistemas alagados construídos; tecnologia social; beleza cênica.

WETLANDS: AN ECOLOGICAL ALTERNATIVE FOR SEWAGE TREATMENT AT THE FEDERAL INSTITUTE OF SERGIPE

ABSTRACT: When it comes to the school environment, the use of water is intense and, consequently, the generation of domestic sewage is also large, in addition to this problem there is the lack of sanitary infrastructure and efficient public effluent treatment systems, resulting in social and environmental problems caused by the poor treatment and disposal of effluents from projects the size of the Institute. Therefore, there was a need to look for more sustainable and cheaper sanitation structures that can adequately meet the demand of the current deficit of the basic sanitation system, as well as contribute to the reduction of environmental impacts resulting from poor disposal of domestic effluents into the environment. The pilot project of the treatment system called constructed wetlands/wetlands removed the following constituents: Turbidity 75.3%, Phosphorus 40%, Ammoniacal Nitrogen 57.3%, BOD 69%, COD 37% and STD 22.5% in the former 4 months, with the lack of management being responsible for the decrease in system performance. For this reason, it is a technology that can be applied at the Federal Institute of Sergipe, Aracaju campus, to reduce the release of approximately 45.34 kg of organic matter per day into the treatment system and provide scenic beauty to green areas.

KEYWORDS: Constructed wetland systems; social technology; scenic beauty.

1 | INTRODUÇÃO

O Saneamento básico é definido, conforme a Lei nº 11.445/07, como um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de: abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007).

Dados da ANA (2017) revelam que mais de 7 milhões de domicílios no Brasil (13%) não possuem coleta de lixo e quase 10 milhões de domicílios (17%) não eram abastecidos por rede geral de distribuição de água. Em 2011, 71,8% dos municípios brasileiros não possuíam uma política municipal de saneamento básico, ou seja, 3.995 cidades não respeitavam a Política Nacional de Saneamento Básico, aprovada em 2007. A maioria (60,5%) não tinha acompanhamento algum quanto às licenças de esgotamento sanitário, em relação à drenagem e manejo de águas pluviais urbanas e quanto ao abastecimento de água; e quase a metade (47,8%) não possuía órgão responsável pela fiscalização da qualidade da água.

De todos os serviços que compõem o saneamento básico, o mais preocupante é o esgotamento sanitário. Já se observa em todo o mundo o efeito devastador da falta de saneamento. Cerca de 2,2 milhões de pessoas morrem todos os anos e, segundo

doutrinadores, para cada R\$ 1,00 investido no setor de saneamento a contrapartida é de uma economia de outros R\$ 5,00 em saúde.

No estado de Sergipe, 11,43% do o esgoto doméstico gerado é tratado através de soluções individuais, 10,73% é Coletado e não tratado, 21,64%, é coletado e tratado e 56,1% não é coletado e nem tratado (ANA, 2017). Estes números refletem ingerência governamental diante da sua obrigação legal de tratar e dispor de forma adequada os efluentes domésticos, assim como mostra a imensa possibilidade de pensar em sistemas de tratamento de esgoto doméstico descentralizado, pensando nas possibilidades de reuso, com a finalidade de reduzir a sobrecarga por água potável em usos não-potáveis.

O problema da falta de esgotamento sanitário é ainda mais grave nas comunidades rurais, de baixa renda. É bastante comum verificar nas comunidades rurais o esgoto doméstico fluindo nas sarjetas das ruas, quando pavimentadas, ou se acumulando em algum ponto das estradas ou das propriedades, quando não possuem fossa. A falta de tratamento e a má disposição deste efluente geram graves problemas de saúde à população, e também provocam impactos ambientais graves como contaminação do solo, dos corpos d'água superficiais e subterrâneos, erosão, dentre outros.

Acompanhando os problemas da falta de esgotamento sanitário está a falta de água. Todo o país nos último 5 anos tem sofrido com o racionamento da água em virtude as secas prolongadas e do mal uso deste recurso natural, entretanto é no nordeste que a situação se agrava, pois a seca é um fenômeno natural, resultante do clima semiárido caracterizado pelo baixo índice pluviométrico anual (pouca chuva), solo seco e rachado e vegetação com presença de arbustos com galhos retorcidos e poucas folhas. Aracaju se encontra no Nordeste e sofre com tal realidade de falta de água, uma vez que é dependente de água proveniente do rio São Francisco por não ter fonte hídrica suficiente para suprir suas necessidades.

Em face da falta de infraestrutura sanitária e da precariedade do sistema de tratamento, observou-se a necessidade de se procurar por estruturas de saneamento mais sustentáveis e mais baratas que levem à busca de alternativas de tratamento que possam atender de forma adequada à demanda do atual déficit de tratamento de esgoto, de tal forma que possa também contribuir com a redução do sofrimento socioeconômico e ambiental de zonas periféricas.

Houve uma época em que os impactos ambientais eram associados apenas às atividades industriais, hoje eles fazem parte da realidade de setores públicos, comercial etc. As instituições de ensino têm se destacado em ações de gestão ambiental seja em virtude da legislação ambiental vigente ou da sua responsabilidade frente ao ensino e à promoção de princípios da ética ambiental e do desenvolvimento sustentável (MOTTA et al., 2017). Segundo Santos (2017), a administração pública vem buscando implantar políticas públicas que proporcionam a economia na utilização dos recursos naturais, com fulcro na sua preservação. O Instituto Federal de Sergipe – IFS não se encontra fora deste contexto com programas como o “IFS sustentável” cujo objetivo é implantar ações que contribuam para a

redução do uso de recursos naturais, financeiros e que, além disso, minimizem os impactos ao meio ambiente provocados pelas diversas atividades do IFS (IFS, 2017).

2 | INSTITUIÇÕES DE ENSINO E O SANEAMENTO AMBIENTAL

Santos, Rodrigues e Lapolli (2015) aponta a importância de se trabalhar a temática “tratamento de esgoto” nas instituições de ensino como uma ferramenta de educação ambiental, uma vez que se trata de um centro de formação de futuros profissionais e cidadãos. Construir um sistema de tratamento dentro da instituição de ensino é uma oportunidade ímpar para educar a população sobre a importância de se tratar o esgoto antes da disposição final no meio ambiente, assim como desafiar o sistema público de tratamento.

Várias são as tecnologias disponíveis no mercado para tratar os efluentes domésticos, entretanto, nem todas podem ser indicadas para ser instalada em virtude do valor elevado de implantação e manutenção, além do alto nível de conhecimento técnico para mantê-lo funcionando.

Por esta razão, há uma tendência a se utilizar as tecnologias sociais e de cunho ecológico, que consistem em tecnologias criadas a partir de saberes populares e/ou conhecimentos científicos de base acadêmica com a finalidade de ser simples, de baixo custo, com aplicabilidade facilitada e que gerem menor impacto ambiental (CARVALHO et al., 2016a).

3 | TECNOLOGIAS DE TRATAMENTOS DE EFLUENTES DE CUNHO ECOLÓGICO E SOCIAL

As tecnologias que podem ser enquadradas como sociais são os tanques sépticos, filtros, biodigestores, lagoas, sistemas alagados construídos, dentre outros. Dentre estas, os sistemas alagados construídos (wetlands) são consideradas ecológicas, pois ajudam a recompor e recuperar o ambiente. Os wetlands têm se destacado pelos bons resultados na remoção dos poluentes presentes no efluente doméstico (CARBALLEIRA; RUIZ; SOTO, 2017; SCHIRMER et al., 2017; WWAP, 2017).

Os wetlands caracterizam-se por áreas alagadas que compõem um ecossistema, sendo cobertas por água a pouca profundidade integral ou sazonalmente, oferecendo boas condições para o crescimento de macrófitas. Segundo Ceballos et al. (2001), esta tecnologia tem sido utilizada para o tratamento de águas residuais por mais de 40 anos e tornou-se uma tecnologia amplamente aceita, disponível para lidar com ambas as fontes pontuais e difusas de poluição da água. Esta tecnologia oferece baixos requisitos operacionais e baixo consumo de energia em alternativa aos sistemas convencionais de tratamento, especialmente para as pequenas comunidades e locais remotos.

Dentre os tipos de sistemas alagados construídos, fluxo superficial e subsuperficial, o de fluxo superficial horizontal é o que tem maiores eficiências de remoção de Demanda

Química de Oxigênio (DQO) e suporta maior carga poluente, cerca de 12 gDQO/m².d. Este tem mostrado eficiência relativamente alta para águas cinzas (DQO de 88 a 99%, SST de 96 a 97%) e também para esgoto doméstico (remoção de DQO superior a 90%) (MONTEIRO, 2014).

Diante das características do efluente e da sua simplicidade de design, operação e manutenção, este sistema de tratamento se revelou uma tecnologia muito promissora para ser aplicada em pequenas comunidades que ainda possuem área superficial disponível, como seria o caso de uma escola ou universidade. Outros pontos positivos são a viabilidade de extração de recursos econômicos (água e vegetação), que facilita a integração social e o potencial para ser usado como elemento de paisagem BURGOS et al., 2017).

4 | MATERIAIS E MÉTODOS

Todo o estudo foi desenvolvido no Instituto Federal de Sergipe (IFS), campus Aracaju, e as análises realizadas no Laboratório de Infraestrutura e Saneamento Ambiental do próprio instituto. O estudo se desenvolveu seguindo as etapas: (1) Levantamento bibliográfico preliminar para elucidação dos conceitos e aplicações de wetlands construídos; (2) Pesquisa bibliográfica ou de fontes secundárias a serem pesquisadas abrangeram toda a bibliografia pública em relação ao tema de estudo, que envolveu desde publicações avulsas, boletins, jornais, revistas, livros, pesquisas, monografias, teses, material cartográfico etc., até meios de comunicação orais, que proporcionaram o exame do tema sob novo enfoque ou abordagem, chegando a conclusões inovadoras ou ajudando a dirimir possíveis problemas na montagem e implantação do sistema de wetlands em escala piloto; (3) Medição de vazão; (4) Avaliação da qualidade dos afluentes e efluentes através de análises físico-químicas.

Os parâmetros básicos para a elaboração do planejamento experimental foram norteados pela NBR 7229/93, que regulamenta Projeto, Construção e Operação de Sistemas Sépticos, uma vez que fornece a contribuição diária dos esgotos domésticos, por tipo de dependência, assim como a DBO média do efluente sanitário utilizada para os cálculos deste trabalho foi de 200 mg/L, como recomenda a ABNT (ABNT, 1993).

A medição de vazão, realizada para controle e manutenção do nível de água no sistema, assim como regular o tempo de detenção hidráulico, foi determinada a partir de um cronômetro e de uma proveta graduada de 2000mL. À medida que o efluente tratado escoava, era recolhido na proveta e o tempo para alcançar o volume total era cronometrado.

As análises realizadas no laboratório foram as seguintes: pH, condutividade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), cor, fósforo, nitrogênio, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, sólidos sedimentáveis, presença ou ausência de coliformes. Todas as amostras coletadas e analisadas seguiram a metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRANDÃO et al., 2011; APHA, 2005).

4.1 Montagem do sistema de tratamento

Pensando na prevenção do aparecimento de vetores foi decidido pela implantação de um sistema de fluxo subsuperficial no Instituto Federal de Sergipe (IFS), campus Aracaju. Foram levadas em consideração as localizações das caixas de passagens dos esgotos do Instituto e então ficou decidido pela instalação do sistema experimental na área lateral do prédio administrativo da instituição, próximo ao campo de futebol utilizando o esgoto proveniente deste mesmo prédio.

Para montagem do projeto piloto foram utilizadas 4 caixas d'água com o volume útil de 150 litros cada, onde duas foram utilizadas como tanques para o armazenamento do efluente e duas para o maciço filtrante que foram postas em série. As caixas do maciço continham brita nº 3, fibra de coco e areia como demonstrado na Figura 1.



Figura 1 – Etapa da montagem do sistema com as camadas de brita, fibra de coco e areia.

Posteriormente as mudas da planta ornamental *Heliconia Rostrata* foram alocadas nas caixas. Cada caixa continha cerca de 15 mudas (Figura 2).



Figura 2 – Mudas plantadas no meio filtrante - *Heliconia Rostrata*.

A alimentação do sistema se dava a cada 48 horas por meio de uma bomba a combustão e encanações necessárias. Desse modo, no dia de encher o sistema, primeiramente, conecta-se na bomba as canalizações: uma de sucção com a finalidade de coletar o esgoto da caixa de passagem e outra para direcionar o efluente até as caixas d'água que servem como tanques de armazenamento (Figura 3), como objetivo de perfazer 150 litros por dia. As coletas para análises inicialmente eram feitas a cada 15 dias e posteriormente uma vez a cada mês.



Figura 3 – Sistema montado e sendo abastecido.

4.2 Análises

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) do IFS, onde foram medidos os parâmetros de potencial Hidrogeniônico(pH), Turbidez, Oxigênio Dissolvido (OD) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) com a Sonda multiparâmetros da marca HORIBA modelo U52G além do Nitrogênio Amoniacal, Fósforo, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) na bancada do laboratório, seguindo os métodos analíticos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Para o Nitrogênio foi utilizado o método de destilação em meio básico/titulométrico/ Destilador de Nitrogênio. Para o fósforo foi utilizado um meio ácido de molibdato de amônio e o tartarato de potássio e antimônio que reagem com o íon ortofosfato e forma o ácido fosfomolibdico, este posteriormente é reduzido pelo ácido ascórbico e por fim é feita a leitura da absorbância no espectrofotômetro UV VIS SPECTRO 3000 W em um comprimento de

onda de 880nm, para a DQO é feita a digestão em meio ácido através da oxidação por dicromato de potássio e em seguida é feita a leitura da absorbância no Espectrofotômetro UV VIS SPECTRO 3000 W para um comprimento de onda de 620nm enquanto que para a DBO foi utilizado o método Monométrico/modelo BODOxidirect.

5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Instalação e impressões iniciais do sistema

Após a instalação da planta piloto iniciaram-se a planta foi calibrada para trabalhar a uma vazão de 150 litros por dia e com os níveis de lâmina d'água desejados conforme literatura.

Observou-se que a vegetação desempenhou função muito importante pois, enquanto cresce, contribui tanto no aumento da vida útil do sistema, como na filtragem dos poluentes encontrados no efluente através de suas raízes. As *Heliconia Rostrata* plantadas mostraram um crescimento expressivo durante os meses de atividade do sistema piloto (Figura 4 e Figura 5).



Figura 4 – Desenvolvimento da *Heliconia Rostrata* após 4 meses.



Figura 5 – Desenvolvimento da *Heliconia Rostrata* após 8 meses.

5.2 Eficiência do sistema

Após os dez meses de projeto, pôde-se constatar que o sistema nos primeiros 4 meses apresentou taxa de eficiência muito boa e que se encaixava muitas vezes nos parâmetros exigidos pelas Resoluções CONAMA 357/05 e 430/11. A eficiência média de remoção do sistema em termos de Turbidez foi de 75,3%, Fósforo 40%, Nitrogênio Amoniacal 57,3%, DBO 69%, DQO 37% e STD 22,5%. À medida que a vegetação se desenvolve, como constatado em literatura, há possibilidade de colmatção nesse tipo de sistema, fenômeno observado no sistema piloto estudado, uma vez que houve decaimento na sua eficiência de remoção.

O Fósforo perdeu uma eficiência considerável, visto que no último mês de coleta sua remoção caiu para 13,9%, o Nitrogênio Amoniacal perdeu pouca eficiência e terminou com 47,3% de eficiência média, a taxa de remoção da DBO caiu para 29,2% demonstrando assim que o sistema não já se encaixava dentro do exigido pela CONAMA 430 que pede uma remoção mínima de 60% da DBO, enquanto que para a DQO houve uma redução na eficiência média para 13,6%.

5.3 Viabilidade de aplicação do sistema no Instituto Federal de Sergipe

A planta piloto utilizou como parâmetro o volume de esgoto gerado por dia por 3 alunos de acordo com a NBR 7229:93 e chegou a conseguir remover 69% da matéria orgânica gerada por estes, o que significa que 111,78 g de DBO por dia deixam de ser liberados para o sistema público de saúde. O campus Aracaju do Instituto Federal de Sergipe

possui aproximadamente 3000 pessoas no campus entre professores, técnicos, alunos e terceirizados, se o sistema fosse implantado nas áreas verdes sugeridas na Figura 6, que totalizam 1928m², aproximadamente 45,37 kg de matéria orgânica estariam sendo removidas do esgoto por dia.



Figura 6 – Áreas verdes disponíveis em azul, verde e roxo que totalizam 1928 m2.

Fonte: Google Earth, 2021.

O mais importante é que o sistema de wetlands não geraria impacto visual negativo nas áreas verdes do Instituto, ao contrário, agregaria na recomposição das áreas verdes e no seu papel socioambiental.

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises realizadas durante o período do projeto, pode-se concluir que a construção do sistema alagado construído/wetland no Instituto é viável e apresenta facilidade de implantação, e relativa facilidade de operação, além de não ter custos elevados para ambos.

O sistema de tratamento indicou ótima capacidade de tratamento do esgoto sanitário do IFS, uma vez que apresentou redução significativa das taxas de eficiência média iniciais. Mesmo com o decaimento da eficiência o sistema mostrou-se uma alternativa para o tratamento, faz-se necessário apenas que sejam realizados mais estudos com foco no impedimento da colmatação do mesmo.

Os principais fatores que causam a colmatação ainda não são bem conhecidos, pois existem poucos detalhes e muitas possibilidades para avaliação do processo de obstrução dos poros que são dependentes das características da água residuária e do meio que a tratará, porém, alguns fatores mais citados são a presença de Sólidos Suspensos (SS), formação de biofilme, formação de precipitados, gases, desgaste do material suporte e crescimento de raízes, rizomas e detritos vegetais.

Visto que o sistema não foi construído em uma grande área o crescimento das raízes,

rizomas e detritos vegetais podem ter sido o principal fator da sua colmatção, sendo assim fica evidente a necessidade de montagem do sistema em uma área maior para que esta possa fornecer dados técnicos para construção e no futuro a implantação do sistema nas dependências do Instituto Federal de Sergipe.

Diante da relação de DQO/DBO conclui-se que após a saída do efluente do sistema ainda seria necessária a realização de um tratamento físico-químico com o efluente para que se tenha a remoção completa dos seus poluentes. A partir destas constatações, fica clara a necessidade da continuação de pesquisas nessa temática para melhorar cada vez mais o tratamento dos esgotos sanitários nas instituições e quem sabe futuramente deixá-las independente da coleta e tratamento municipais.

REFERÊNCIAS

ANA, A. N. d. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: ANA, 2017. 88 p. ISBN 9788582100509.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.

BRANDÃO, C. et al. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 10 nov 2017.

BURGOS, V. et al. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. *Ecological Engineering*, Elsevier, v. 99, p. 246–255, 2017.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Elsevier Ltd, v. 119, p. 396–404, 2017. ISSN 09648305. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0964830516306345>>.

CARVALHO, D. M. d. et al. O beneficiamento do amendoim em ribeirão: Do trabalho artesanal a aplicação de tecnologia social (the improvement of peanuts in ribeirão/se: From work craft the application social technology). **Revista GeoNordeste**, n. 1, p. 108–131, 2016.

CEBALLOS, B. D. et al. River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of northeastern Brazil. **Water science and technology**, IWA Publishing, v. 44, n. 11-12, p. 599–605, 2001.

IFS, I. F. d. S. **IFS lança programa de sustentabilidade socioambiental**. 2017. Disponível em: <<http://www.ifs.edu.br/ultimas-noticias/2871-ifs-lanca-programa-de-sustentabilidade-socioambiental>>. Acesso em: 12 fev 2017.

MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands Construídos Empregados no Tratamento Descentralizado de Águas Cinzas Residencial e de Escritório**. 110 p p. Tese (Dissertação) — Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.

MOTTA, E. M. T. et al. Boas práticas em gestão ambiental de instituições de ensino superior: o caso da universidade de turku de ciências aplicadas. **Scientia cum Industria**, v. 5, n. 1, p. 10–17, 2017.

SANTOS, F. R. M. **A percepção dos gestores do Instituto Federal de Sergipe–IFs campus lagarto acerca das licitações sustentáveis**. Dissertação (Dissertação de Mestrado) — Universidade Federal da Paraíba, 2017.

SANTOS, M. A.; RODRIGUES, E. B.; LAPOLLI, F. R. **Tratamento de esgoto por zona de raízes**: Experiência vivenciada numa escola rural do município de campos novos/sc. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 5, n. 2, 2015.

SCHIRMER, W. N. et al. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural–parte 2: avaliação. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, 2017.

WWAP, U. N. W. W. A. P. **Wastewater: The untapped resource**. Paris, 2017. Disponível em: <www.unwater.org>.

CAPÍTULO 16

A IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE CURRICULAR “GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS” PARA A FORMAÇÃO ACADÊMICA DE UM BIÓLOGO: UM RELATO DE EXPERIÊNCIA

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 06/09/2021

Regiane Gabriele Rocha Vidal

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Programa de Pós-graduação em Sociedade,
Natureza e Desenvolvimento, Doutoranda em
Ciências Ambientais
Santarém – Pará
<http://lattes.cnpq.br/9622500469696183>

Beatriz dos Santos Souza

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Graduada em Ciências Biológicas
Santarém – Pará
<http://lattes.cnpq.br/7599483836136392>

Dinalva Ribeiro de Oliveira

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Programa de Pós-graduação em Recursos
Naturais da Amazônia, Mestranda em Ciências
Ambientais
Santarém – Pará
<http://lattes.cnpq.br/6510804459359825>

Juliana Maia Lima

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Graduada em Ciências Biológicas
Santarém – Pará
<http://lattes.cnpq.br/0513001691631251>

Jannah Thalís da Silva Alves

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Graduada em Ciências Biológicas
Santarém - Pará

<http://lattes.cnpq.br/5697446990122721>

Ana Caroline Barbosa de Castro

Universidade Federal do Oeste do Pará,
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas,
Graduanda em Engenharia Sanitária e
Ambiental
Santarém - Pará
<http://lattes.cnpq.br/5934137925398325>

RESUMO: O Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Oeste do Pará está estruturado em um sistema inovador, pautado pela flexibilidade curricular, interdisciplinaridade e destinado a produzir ensino, pesquisa e extensão com forte apelo amazônico. O objetivo foi relatar a experiência de futuros profissionais da Biologia no processo de elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de uma empresa privada, no município de Santarém, vivenciado pelo componente curricular “Gestão de Resíduos Sólidos” inserido na grade de formação. O trabalho foi realizado no Centro de Educação Infantil e Fundamental Escadinha do Saber. Foram estabelecidos 5 pontos de coleta e um volume e horário padrão para análises diárias. As amostragens foram realizadas através de coletas, por duas semanas, (exceção dos finais de semana), obtendo um total de 50 amostras. A amostragem utilizada foi do tipo homogênea. Foi realizada a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do tipo quarteamento. O material foi classificado, segundo a norma NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas. Como resultado, a escola produziu em média 5,63 Kg (DP = ±

0,91 kg) de resíduos sólidos por dia. Os setores que mais produzem resíduos foram a área de lazer e a cantina. Os resíduos mais produzidos foram respectivamente matéria orgânica, plástico e papel. Diante desses resultados, foi apresentado ao estabelecimento novas formas de acondicionamento, coleta e transporte interno/externo, armazenamento temporário, pré-tratamento e tratamento de resíduos sólidos orgânicos, disposição final dos resíduos. Além de planos de contingência, monitoramento e proposição da “Semana dos Resíduos Sólidos” para trabalhar com os alunos as temáticas de educação ambiental, redução e reaproveitamento. A execução da atividade além de contribuir para a fixação do conteúdo estudado, contribuindo para uma formação acadêmica mais generalista e holística.

PALAVRAS-CHAVE: Educação Ambiental, Gerenciamento de resíduos, Meio ambiente, Resíduos sólidos.

THE IMPORTANCE OF THE CURRICULAR COMPONENT “SOLID WASTE MANAGEMENT” FOR THE ACADEMIC TRAINING OF A BIOLOGIST: AN EXPERIENCE REPORT

ABSTRACT: The Bachelor's Degree in Biological Sciences at the Federal University of Oeste do Pará is structured in an innovative system, based on curricular flexibility, interdisciplinarity and aimed at producing teaching, research and extension with a strong Amazonian appeal. The objective was to report the experience of future Biology professionals in the process of elaborating a Solid Waste Management Plan of a private company, in the municipality of Santarém, experienced by the curricular component “Solid Waste Management” inserted in the training grid. The work was carried out at the Escadinha do Saber Child and Elementary Education Center. Five collection points and a standard volume and time for daily analysis were established. The samplings were carried out through collections, for two weeks, (except on weekends), obtaining a total of 50 samples. The sampling used was of the homogeneous type. The gravimetric composition of solid waste of the quartering type was performed. The material was classified according to standard NBR 10.004, of the Brazilian Association of Technical Standards. As a result, the school produced an average of 5.63 kg (SD = \pm 0.91 kg) of solid waste per day. The sectors that produce the most waste were the leisure area and the canteen. The most produced residues were respectively organic matter, plastic, and paper. In view of these results, the establishment was presented with new forms of packaging, collection, and internal/external transport, temporary storage, pre-treatment and treatment of organic solid waste, and final disposal of waste. In addition to contingency plans, and monitoring, and the proposal of the “Solid Waste Week” to work with students on the themes of environmental education, reduction, and reuse. The execution of the activity besides contributing to the fixation of the studied content, contributing to a more generalist and holistic academic formation.

KEYWORDS: Environmental Education, Waste Management, Environment, Solid Waste.

1 | INTRODUÇÃO

Na Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, o Bacharelado em Ciências Biológicas está estruturado em um sistema inovador, pautado pela flexibilidade curricular,

interdisciplinaridade, destinado a produzir ensino, pesquisa e extensão com forte apelo amazônico. É um ambiente voltado às questões ambientais, bem como o entendimento dos processos de intervenção do homem no meio ambiente. Há uma relação direta entre resíduos sólidos e problemas ambientais, uma vez que quando mal gerenciados proporciona a poluição dos recursos naturais, problemas sanitários e a saúde humana. Estes, tem aumentado substancialmente ano a ano em todo o planeta, como fruto do alto consumismo e do aumento da população (GOUVEIA, 2012).

O gerenciamento de resíduos sólidos tem prioridade nas Políticas Públicas Ambientais no Brasil e no mundo, representando cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos, substancial parcela dentre todos os resíduos gerados (BERALDO, 2019). Dentre os ambientes geradores de resíduos, as escolas são espaços, que geram diariamente uma grande quantidade de resíduos sólidos de diversos tipos. E, por isto, é desejável que o ambiente escolar tenha um plano de gerenciamento adequado (DOS SANTOS et al., 2019). Bezerra et al. (2014) explicam que diversos estabelecimentos de ensino, têm dificuldades para delinear com objetividade os princípios da Educação Ambiental e as metodologias mais adequadas para sua realidade escolar. Por esta razão, há necessidade de trabalho de maneira singular.

Diante disso, foi inserido como componente curricular “Gestão de Resíduos Sólidos” na grade de formação do profissional do Bacharelado em Ciências Biológicas, tendo como base deste componente, o conhecimento da origem dos diferentes tipos de resíduos sólidos, sua caracterização, problemática ambiental, possibilidades de gerenciamento, bem como o entendimento da logística de armazenamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final. No âmbito desta disciplina, é realizada uma abordagem prática, por meio da elaboração de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), a fim de preparar os profissionais para o mercado de trabalho no atendimento desta demanda. O plano consiste em uma das obrigаторiedades da lei 12.305/10.

O crescimento da cidade de Santarém, bem como o aumento populacional e a expansão das áreas urbanas, associado ao desenvolvimento acelerado de novas tecnologias e ao modelo de produção e consumo, são fatores que tem contribuído para a formação urbana com diversos impactos sociais e ambientais negativos. Este cenário se torna mais preocupante haja vista que é perceptível que o envolvimento e comprometimento da população ainda não são expressos, tornando clara a necessidade de capacitação dos profissionais mais engajados com as questões ambientais atuais. O contato e aprofundamento da temática, pode tornar o biólogo um profissional mais preparado para desempenhar funções de gerenciamento de resíduos sólidos, garantindo a preservação dos nossos recursos naturais e contribuindo para uma formação acadêmica mais generalista e holística.

2 | OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é relatar a experiência de futuros profissionais do curso de

Bacharelado em Ciências Biológicas da UFOPA, no processo de elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de uma empresa privada, no município de Santarém, estado do Pará, destacando como essa atividade agregou à formação destes discentes.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na escola particular Centro de Educação Infantil e Fundamental Escadinha do Saber – CEIFES. A instituição foi fundada no dia 05 de maio de 1975, e é voltada para educação de ensino infantil e fundamental. Possui área total do terreno equivalente à área construída que corresponde a 680m². No período estudado, novembro de 2014, havia aproximadamente 200 alunos e 16 funcionários trabalhando ativamente na empresa, em um total de 10 horas/dia trabalhadas, divididas em 5 horas trabalhadas pelo período da manhã e 5 horas trabalhadas pelo período da tarde. As amostragens foram realizadas através de coletas diárias, por duas semanas, (exceção dos finais de semana) totalizando 10 dias, obtendo um total de 50 amostras. Foram determinados 5 pontos de coleta (secretaria, sala de aula, cantina, banheiro e quadra de esportes), para cada ponto de coleta foram estabelecidos um volume e horário padrão para análises diárias. O tipo de amostragem utilizada foi do tipo homogênea, obtida pela melhor mistura possível das alíquotas dos resíduos, segundo a norma NBR 10.007, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Quanto à seleção de amostrador, foram utilizadas lixeiras de tamanho padrão distribuídas nos pontos de coleta. Em cada lixeira, foram necessárias sacolas de tamanho superior ao recipiente de coleta para que as amostras possam ser retiradas pela parte superior evitando furos adicionais. O material foi classificado, segundo a norma NBR 10.004, da ABNT. Como se tratava de resíduos sólidos urbanos e sabíamos a origem, de antemão pré-classificamos em Classe II, não perigosos e posteriormente houve a classificação em inertes e não inertes. Foi realizada a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do tipo quarteamento, identificando o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduo analisada. Após a gravimetria dos resíduos sólidos, foi necessário fazer um levantamento bibliográfico para o direcionamento de alternativas de tratamento mais adequado para os resíduos sólidos e dessa forma, apresentar ao estabelecimento um o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, com novas formas de acondicionamento, coleta e transporte interno/externo, armazenamento temporário, pré-tratamento e tratamento de resíduos sólidos orgânicos e disposição final dos resíduos. Além de planos de contingência, monitoramento e proposição da “Semana dos Resíduos Sólidos” para trabalhar com os alunos as temáticas de educação ambiental, redução e reaproveitamento.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Classificação quantitativa dos resíduos

Quanto à classificação quantitativa dos resíduos, a escola produz em média 5,63 quilogramas (Kg) de resíduos sólidos por dia. Deste valor 0,18 Kg são rejeitos provenientes de banheiros. Os setores que mais produziram resíduos foram a Área de lazer e a Cantina, que correspondem respectivamente 2,09 e 2,07 Kg. Seguido pela Sala de Aula com 0,97 Kg e pela Secretaria com apenas 0,33 Kg de resíduos por dia (Figura 1).

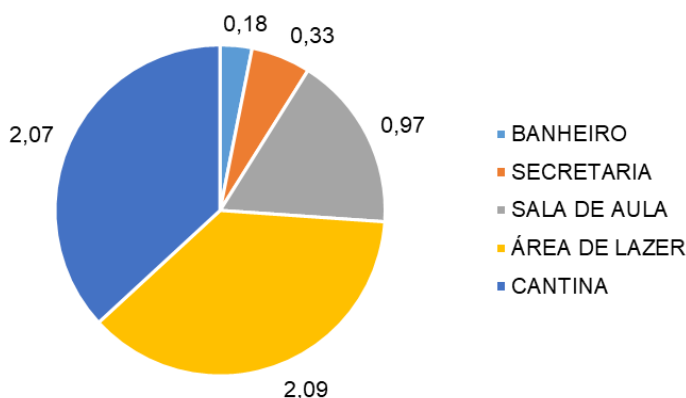


Figura 1. Quantidade de resíduos sólidos gerado em cada setor em quilograma por dia.

4.2 Composição gravimétrica dos resíduos gerados

Com relação aos tipos de resíduos gerados pela escola, encontram-se: matéria orgânica (m.o), plástico, papel, madeira, metal, borracha, tecido, isopor e vidro.

Os resíduos mais produzidos foram respectivamente m.o, plástico e papel com produção diária superior a um quilograma por dia, correspondendo respectivamente a 32,4%, 31,3% e 24,7% do total de resíduos gerados. Os materiais restantes (madeira, metal, borracha, tecido, isopor e vidro) são produzidos menos que 250 gramas por dia, a soma desses materiais corresponde à apenas 11,6% de todo resíduo produzido na escola (Figura 2).

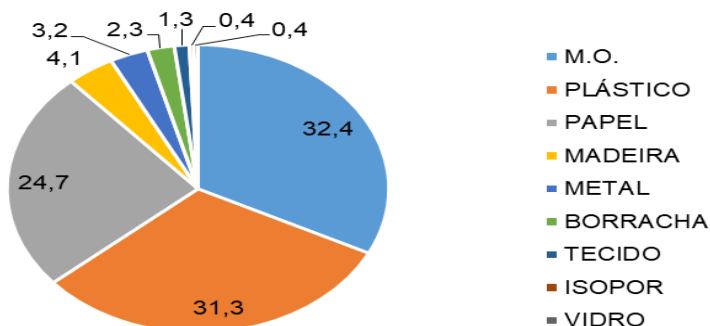


Figura 2. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados na escola.

A m.o, plástico, papel e metal foram encontrados em todos os setores da escola, sendo produzidos em maior quantidade na Área de lazer e na cantina (Tabela 1).

Sector	M.O.	Plástico	Papel	Metal
Secretaria	0,010	0,086	0,176	0,016
Sala de aula	0,342	0,219	0,240	0,010
Área de lazer	0,763	0,709	0,453	0,071
Cantina	0,650	0,693	0,480	0,080
Total	1,765	1,707	1,348	0,177

Tabela 1. Quantidade de m.o., plástico, papel e metal produzido em cada setor da escola em kg/dia.

A madeira e borracha foram encontradas em todos os setores da escola com exceção da Secretaria. O mesmo foi observado com tecido, que foi encontrado em todos os setores com exceção da Sala de aula. O isopor foi encontrado na Secretaria e Cantina; e o vidro encontrado somente na cantina (Tabela 2).

Sector	Madeira	Borracha	Tecido	Isopor	Vidro
Secretaria	0,000	0,000	0,035	0,005	0,000
Sala de aula	0,114	0,041	0,000	0,000	0,000
Área de lazer	0,042	0,026	0,023	0,000	0,000
Cantina	0,066	0,059	0,012	0,015	0,020
Total	0,221	0,125	0,069	0,020	0,020

Tabela 2. Quantidade de madeira, borracha, tecido, isopor e vidro produzido em cada setor da escola em kg/dia.

4.3 Classificação qualitativa dos resíduos gerados

Quanto à classificação qualitativa dos resíduos, de acordo com a ABNT NBR 10004, que trata da classificação dos resíduos sólidos, os resíduos gerados pela escola não se enquadram em resíduos perigosos, sendo classificados como Resíduos Classe II, pois não possuem características que apresentem risco significativo à saúde pública ou à qualidade ambiental. Dessa forma, os resíduos produzidos pela escola, por serem em poucas quantidades, podem ser tratados e manuseados de forma semelhante ao resíduo doméstico. Pode-se observar, no Quadro 1, a composição de cada tipo de material produzido na escola.

Material	Composição
M.O.	Restos de alimentos
Plástico	Garrafas pet, embalagens de alimentos e partes de objetos
Papel	Papéis de escritório (A4, cartolina, outros), folhas de caderno, aparos e lencinhos
Madeira	Principalmente lápis
Metal	Grampos, clips, latinhas de refrigerante
Borracha	Borrachas (apagar lápis), emborrachados utilizados em enfeites
Tecido	TNT's utilizados em murais, enfeites
Isopor	Isopor utilizados em murais e enfeites
Vidro	Partes de objetos quebrados

Quadro 1. Composição de cada tipo de resíduo produzido na escola.

Através das visitas e análises realizadas, utilizando as bibliografias consultadas e os conteúdos dados simultaneamente durante a disciplina, foram detectadas irregularidades, que confirmaram a necessidade de um plano para o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados, assim como a conscientização e orientação dos funcionários e alunos do estabelecimento.

Foi sugerido a escola a inclusão da problemática no projeto político pedagógico atualizado e revisado anualmente pelos gestores, e uma gestão democrática e participativa onde funcionários, comunidade, professores, alunos, pais, direção e toda equipe pedagógica possam contribuir como sujeitos ativos no processo de gestão.

Diante desses resultados, foi elaborado um plano e entregue ao estabelecimento, foram apresentadas novas formas de acondicionamento, coleta e transporte interno/externo, armazenamento temporário, pré-tratamento e tratamento de resíduos sólidos orgânicos, disposição final. Além de um plano de contingência, de monitoramento, e a proposição da “Semana dos Resíduos Sólidos” para trabalhar com os alunos as temáticas de educação ambiental, redução e reaproveitamento.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A experiência oportunizada contribuiu não somente para a fixação do conteúdo estudado, mas proporcionou crescimento pessoal e profissional. A equipe precisou em diversos momentos trabalhar os princípios de cooperação e definição de tarefas para que obtivéssemos os resultados esperados no tempo determinado. Também refletimos sobre a posição social do operário do meio ambiente, o gari e o coletor de resíduos sólidos recicláveis, que ainda sofrem preconceito perante a sociedade que acaba por associar o “lixo” à miséria, e, por fim, confundindo o lixo com o coletor.

Realizando a separação do conteúdo coletado, foi possível ter ideia do grande esforço físico que é enfrentado por estes trabalhadores, que são submetidos a condições precárias. Reconhecer o quanto esta é uma função tão necessária.

Destacamos ainda, o contato que a disciplina possibilitou para tomarmos conhecimento sobre todas as etapas necessárias para a elaboração de um PGRS, dando-nos aspectos teóricos e práticos que possibilitem à elaboração de planos posteriores de forma que possamos colocar em prática todo o conhecimento adquirido ao longo da disciplina, servindo como uma prévia das atividades que discentes poderão exercer após o término da graduação, haja vista que o biólogo pode atuar na gestão ambiental de empreendimentos públicos e privados.

Houve uma mudança de mentalidade ao compreendermos que o papel que profissional biólogo exerce na sociedade, não deve ser apenas configurado como responsáveis pela avaliação dos impactos ambientais, mas podem contribuir ainda mais com a não geração de resíduos, ou trabalhando a política de reciclagem, economizando recursos e contribuindo para a geração de fontes de renda. O estudo nos despertou para a urgência de que os problemas ambientais precisam ser resolvidos, e da real necessidade da postura de compromisso que a sociedade deve exercer no desenvolvimento de ações que levem a sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1987a. **Amostragem de Resíduos – Procedimento – NBR 10.007**. Rio de Janeiro.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1987b. **Resíduos Sólidos – Classificação – NBR 10.004**. Rio de Janeiro.

BERALDO, I. **Brasil gera 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos por ano**. 2019. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2019-11/brasil-gera-79-milhoes-de-toneladas-de-residuos-solidos-por-ano>. Acesso em 03/09/2021.

BEZERRA, Y.B.S.; PEREIRA, F.S.P.; SILVA, A.K.P.; MENDES, D.G.P.S. **Análise da percepção ambiental de estudantes do ensino fundamental II em uma escola do município de Serra Talhada (PE)**. RevBEA, v.9, p.472-488. 2014.

BRASIL. **Lei n.12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Casa Civil Subchefia Para Assuntos Jurídicos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 03 set. 2021.

DOS SANTOS, André; DE OLIVEIRA COSTA, Valéria Sandra; SANTOS, Thais Garcia. **Diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos em duas unidades escolares.** Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA), v. 14, n. 4, p. 25-39, 2019.

GOUVEIA, N. **Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social.** Ciência e saúde coletiva, Rio de Janeiro, v.17, n.6, pp.1503-1510, jun., 2012.

CAPÍTULO 17

CONDIÇÕES DE TRABALHO DOS CATADORES E CATADORAS DE CAXIAS DO SUL/RS APÓS 10 ANOS DE IMPLANTAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Data de aceite: 01/10/2021

Ana Maria Paim Camardelo

Professora adjunta III da Universidade de Caxias do Sul, atuando como docente no curso de graduação em Serviço Social e Psicologia e no Programa de Pós-Graduação em Direito e no Programa em Pós-graduação em Psicologia.

Coordenadora do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Políticas Públicas e Sociais (NEPPPS) e coordenadora da Incubadora Social e Tecnológica da Universidade de Caxias do Sul

<http://lattes.cnpq.br/8865429290882229>

Nilva Lúcia Rech Stedile

Professora titular da Área da Vida atuando como docente no Curso de Enfermagem e no Mestrado Profissional em Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade de Caxias do Sul. Integrante do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Políticas Sociais Públicas e de Saúde Coletiva da UCS <http://lattes.cnpq.br/4657265813810622>

Fernanda Meire Cioato

Acadêmica de Enfermagem na Universidade de Caxias do Sul. Bolsista de iniciação científica (PIBIC-CNPq) <http://lattes.cnpq.br/1264212472490699>

RESUMO: O catador de resíduo, embora seja um profissional reconhecido legalmente no Brasil e de exercer atividades essenciais ao retorno de materiais ao ciclo produtivo, ainda sofre discriminação e preconceito pelo trabalho que

executa. A promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos em 2010 representou avanço substancial ao orientar o manejo ambientalmente correto dos resíduos. O objetivo desse capítulo é analisar se a promulgação desta Lei alterou as condições de trabalho e de proteção social dos catadores de resíduos sólidos em Caxias do Sul/RS. Para a análise foram consideradas as seguintes variáveis: Estrutura das associações; Licenciamento ambiental; Renda média; Perfil dos catadores; Uso de EPIs; Direitos sociais acessados; Participação na coleta seletiva municipal; Qualidade dos resíduos; Logística reversa com inclusão do catador. Os resultados mostram que nos dez anos de implementação da Política poucos impactos positivos foram gerados tanto no cotidiano de trabalho quanto em relação ao reconhecimento social do catador. Mostra ainda que muito ainda precisa ser feito para que o reconhecimento social quanto a relevância do seu trabalho se efetive.

PALAVRAS-CHAVE: trabalho do catador; reciclagem de resíduos; reconhecimento social do catador, manejo de resíduos.

WORKING CONDITIONS OF CAXIAS DO SUL/RS COLLECTORS AFTER 10 YEARS OF IMPLEMENTATION OF THE NATIONAL POLICY ON SOLID WASTE

ABSTRACT: The waste collector, despite being a professional legally recognized in Brazil and performing activities essential to the return of materials to the production cycle, still suffers discrimination and prejudice for the work they perform. The enactment of the National Solid Waste Policy in 2010 represented a substantial

advance in guiding the environmentally correct management of waste. The objective of this chapter is to analyze whether the enactment of this Law changed the working conditions and social protection of solid waste collectors in Caxias do Sul/RS. For the analysis the following variables were considered: Structure of the associations; Environmental licensing; Average income; Profile of collectors; Use of PPEs; Accessed social rights; Participation in municipal selective collection; Waste quality; Reverse logistics with collector including. It also shows that a lot still needs to be done for social recognition of the relevance of their work to take effect.

KEYWORDS: Collector's work; waste recycling; social recognition of the collector; waste management.

1 | INTRODUÇÃO

Os catadores de resíduos são profissionais que exercem uma atividade fundamental do ponto de vista da saúde pública, ambiental e social. Em relação a Saúde Pública, ao recolherem resíduos reduzem seu acúmulo, evitando a concentração de vetores; em relação a questão ambiental, favorecem o retorno de materiais ao ciclo produtivo, reduzindo o consumo de energia, de matéria-prima e de espaços nos aterros sanitários. Sob ponto de vista social, representam acesso a trabalho – mesmo que informal – a centenas de trabalhadores no Brasil.

A profissão “catador” foi reconhecida no Código Brasileiro de Ocupação (CBO) em 2002 como profissionais trabalhadores da coleta e seleção de material reciclável (BRASIL, 2002). Esse reconhecimento não foi acompanhado, no entanto, do reconhecimento social que esses protetores ambientais merecem pelo tempo em que prestam serviço à humanidade.

A Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010) estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Segundo essa Política, Resíduos Sólidos são:

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Essa Lei regulamentou no Brasil o manejo ambientalmente correto dos resíduos e representa um avanço por diferentes razões, entre as quais se destaca: (i) a introdução de diferentes conceitos, definições, metas e princípios para o correto manejo dos resíduos (logística reversa, gestão integrada de resíduos sólidos, responsabilidade compartilhada, ciclo de vida dos produtos, plano de gerenciamento, acordo setorial); (ii) apresentação da classificação dos resíduos quanto a origem e periculosidade, o que pode e deve ser usado para orientar a correta segregação de resíduos; (iii) introdução do catador no processo de manejo.

Em relação ao catador, essa Política Pública o insere no ciclo de vida dos resíduos e

define atribuições do Poder Público na oferta de condições de trabalho para as associações e cooperativas e no destino dos materiais recicláveis advindos da coleta seletiva para esses locais. Recomenda também a inclusão do catador no plano de gerenciamento de resíduos e na logística reversa. Nesse sentido, constitui-se em uma forma de proteção social. Em outras palavras, a PNRS valoriza esse profissional e reconhece que o mesmo é indispensável no processo de gerenciamento dos resíduos sólidos gerados cotidianamente nas cidades em diferentes setores da economia e nos domicílios.

Também o Ministério do Meio Ambiente reconhece os catadores como profissionais que desempenham as atividades da coleta seletiva, triagem, classificação, processamento e comercialização dos resíduos sólidos, que podem ser reutilizáveis ou recicláveis (BRASIL, 2017). Essas atividades, de grande importância para a cadeia produtiva de reciclagem, demandam esforço dos profissionais da catção que, na maioria das vezes, não possuem o devido reconhecimento pela sociedade.

Na realidade, esse profissional tem sofrido discriminação e preconceito ao longo da história, ao ponto de perceberem-se como invisíveis para a sociedade, na quase eminência de serem colocados à margem dos direitos sociais a que outros trabalhadores têm direito. A Constituição Federal (BRASIL, 1988), em seu artigo sexto, reconhece as seguintes políticas públicas como direitos do cidadão: alimentação, educação, lazer, moradia, saúde, segurança, trabalho, transporte, previdência social, assistência social. A maior parte delas são inacessíveis ou parcialmente acessíveis por esses profissionais.

Nossas pesquisas de quase duas décadas com esses profissionais nos permitem afirmar que direitos sociais, assim como os políticos e os civis desses trabalhadores não têm sido observados e que os mesmos são indispensáveis e devem, por uma questão de justiça social, serem destinados cada vez mais aos desprovidos de vida digna, os que, como os catadores, sofrem precarizações no seu trabalho e na sua existência.

O estabelecimento da PNRS deveria, ao longo de 10 anos de implantação, produzir impactos positivos nas condições de trabalho, de vida e de renda desses trabalhadores, assim como no meio ambiente. No entanto, as condições de trabalho dos catadores têm mostrado precariedade laboral: contato direto com os resíduos; trabalho árduo; baixa renda; falta de equipamentos; e a precária infraestrutura dos ambientes de trabalho (HAMMES; CAMARDELO; STEDILE, 2016). Além disso, algumas vezes precisam “catar” resíduos nas ruas; outras recebem o resíduo proveniente da coleta seletiva. Em ambos os casos a qualidade está tão comprometida pela presença de matéria orgânica (restos de alimentos, óleo de cozinha) ou produtos químicos (tintas, restos de medicamentos, produtos não identificados) que não lhes resta outra opção além de desprezar os resíduos como rejeito. Condições semelhantes foram observadas no Distrito Federal por Hoefel et al. (2013), em Minas Gerais por Silveira, Silva e Ribeiro (2018) e em Fortaleza por Pinheiro e Araújo (2020). Ao que isso indica, esses profissionais não têm conquistado suficientemente o seu papel como protagonistas do processo de manejo dos resíduos sólidos.

A PNRS representa, de fato, um reconhecimento do papel desse trabalhador no processo de manejo dos resíduos nas cidades. No entanto, após dez anos de sua implantação, resta uma pergunta: a promulgação desta Lei alterou as condições de trabalho e de proteção social dos catadores de resíduos sólidos? Responder essa questão a nível de Brasil exige estudos multicêntricos e detalhados em mais de quatro mil municípios. Por essa razão a análise aqui realizada limita-se ao município de Caxias do Sul/RS, o qual foi um dos pioneiros na coleta seletiva e, desde então, tem se destacado como um dos municípios que alcança os melhores resultados em termos de reciclabilidade no País.

MÉTODO

Caxias do Sul é a segunda maior cidade do Rio Grande do Sul, com população estimada em 504.069 pessoas, média de 3,1 salários mínimos per capita, taxa de escolarização de 96,3% do ensino básico ao fundamental e índice de desenvolvimento humano de 0,782 (IBGE, 2019). Há na cidade 13 grupos organizados de catadores, dentre esses, sete são associações legalmente constituídas, além de um número crescente de catadores informais espalhados em todos os bairros da Cidade. Esses 13 grupos estão distribuídos em 12 bairros da cidade e congregam cerca de 400 trabalhadores. Entre os anos de 2013 e 2017 foram cadastrados 386 catadores pertencentes às Associações. Calcula-se um número muito maior de catadores que trabalham em locais não formalmente constituídos, ou que trabalham individualmente ou ainda em grupos familiares. Esses trabalhadores informais e suas famílias não foram cadastrados e tampouco fizeram parte da análise aqui apresentada. Destaca-se que este é ainda um importante grupo a ser pesquisado.

Em Caxias do Sul há a coleta seletiva realizada pela CODECA, que recolhe os resíduos recicláveis em toda a cidade e os distribui nas 13 associações que mantêm convênio com o poder público. Em caracterizações realizadas percebe-se um alto grau de mistura, resultante da má segregação nos domicílios, o que transforma esse material potencialmente reciclável em rejeitos, resultando em uma perda de até 70% do material, dependendo do bairro de origem desses resíduos. Esse dado aponta para grande perda de materiais devido a qualidade da separação realizada pelos cidadãos no momento em que o resíduo é gerado, ao ponto de comprometer todo o processo de reciclagem.

Os dados foram obtidos por meio de quatro pesquisas realizadas com os catadores de resíduos sólidos do município de Caxias do Sul/RS: nos anos de 2012 a 2015 - Atividades laborais de catadores e recicladores de resíduos sólidos: impactos na vida e na qualidade ambiental (financiada pelo CNPq); 2013-2017 - Capacitação e apoio às atividades dos catadores informais do município de Caxias do Sul (financiada pelo MTE); 2017-2018 - Associação entre a exposição ao lixo e dificuldades comportamentais e emocionais de escolares e; de 2017 - 2020 - Catadores de resíduos: de “papeleiros” a protetores ambientais (financiada pelo CNPq). Todas foram pesquisas de campo. Nessas, os dados foram

coletados por meio de entrevistas com catadores, observação direta dos locais de trabalho e caracterização dos resíduos provenientes da coleta seletiva.

Para esse estudo foram utilizadas as seguintes variáveis: estrutura das associações; licenciamento ambiental; renda média; utilização de EPIs; direitos sociais acessados, coleta seletiva municipal; qualidade dos resíduos; e logística reversa. Os dados quantitativos resultantes foram tratados por estatística descritiva e os qualitativos apresentados como extratos de texto. Para fins de orientação das análises foram observadas as diretrizes da PNRS.

RESULTADOS

Há uma diversidade de dados sobre os catadores de Caxias do Sul que trabalham nas treze Associações constituídas e que recebem resíduos diretamente da coleta seletiva.

De uma forma geral, os resultados das pesquisas realizadas com os catadores mostram que quase 20% dos associados em 2014 trabalhavam há mais de dez anos como catadores, com uma renda mensal média de 1,1 a 2 salários-mínimos para 77,5% desses profissionais; 94,6% referiam usar EPIs para realizar o trabalho. Quando comparados com os não associados, esses trabalhadores apresentavam melhores condições de trabalho no geral.

Para facilitar a análise, os dados foram organizados, segundo variáveis selecionadas para este trabalho, e descritos de acordo com os anos de desenvolvimento dos estudos, conforme apresentado no Quadro 1, exposto a seguir.

Variáveis	2012-2015	2017-2018	2018-2020
Número de associações	13	13	13
Estrutura das associações	Estrutura precária na maior parte das 13 associações.	Houve uma melhora nas condições de algumas associações, embora a maioria necessita de investimentos	Não houve alterações
Licenciamento ambiental	Nenhuma associação	Nenhuma associação	Levantamento realizado para encaminhamento do processo
Renda média	77,5% referiam ganhar de 1,1 a 2 salários mínimos	A renda baixou para menos de um salário mínimo para a maioria dos trabalhadores	A renda baixou para menos de um salário mínimo para a maioria dos trabalhadores
Perfil dos catadores	Predominam mulheres, faixa etária predominante dos 41 aos 50 anos, baixa escolaridade	Predominam mulheres, faixa etária predominante dos 20 aos 30 anos, e com melhor escolaridade	Predominam mulheres, faixa etária predominante dos 20 aos 30 anos, e com melhor escolaridade
Uso de EPIs	94,6 referiam utilizar, principalmente luvas e botas, fornecidas por Projeto da UCS em parceria com o MTE. Quando finalizou, continuaram a utilizar luvas que encontram na própria triagem dos materiais	A maioria refere continuar utilizando apenas luvas que encontram na própria triagem dos materiais	Continuam utilizando apenas luvas que encontram na própria triagem dos materiais
Direitos sociais acessados	Banco de alimentos Número reduzido que contribuem ao INSS	Banco de alimentos Número reduzido que contribuem ao INSS	Banco de alimentos Número reduzido que contribuem ao INSS
Participação na coleta seletiva municipal	Recebem resíduos do poder público municipal	Recebem resíduos do poder público municipal	Recebem resíduos do poder público municipal
Qualidade dos resíduos	Comprometida pelo grande grau de mistura, que em alguns bairros chega a exigir um descarte de 70% dos resíduos	Comprometida pelo grande grau de mistura. Mantém o nível de rejeito em vários bairros da cidade	Comprometida pelo grande grau de mistura, bem como pelo número de catadores individuais que aumentou significativamente e estão realizando a catação nas ruas
Logística reversa com inclusão do catador	Não implementada	Não implementada	Não implementada

Quadro 1: Elementos analisados ao longo do desenvolvimento dos estudos.

Fonte: Elaborado pelas autoras¹.

O Quadro 1 mostra que houve melhoria em relação à variável infraestrutura das associações, especialmente no segundo período analisado. Algumas variáveis permaneceram sem alterações: implantação da logística reversa; participação na coleta seletiva municipal;

¹ Parte dos dados que compõem esse capítulo fizeram parte de resumo apresentado na 14ª edição do Seminário Nacional de Resíduos Sólidos pelas autoras.

licenciamento ambiental; acesso a direitos sociais. Outras foram observadas piores em relação: a renda dos catadores; a qualidade do resíduo segregado; ao uso de EPIs.

Com relação a infraestrutura, é importante destacar que a melhoria observada tem relação com a participação dos pesquisadores em editais do Ministério de Trabalho e Emprego, formulados com base nos preceitos da Economia Solidária. Após a suspensão desses pelo governo federal, as possibilidades de receberem investimentos para melhoria das condições de trabalho deixaram de existir.

Cabe ressaltar que de acordo com a PNRS o fechamento dos “lixões” em todo o Brasil deveria ser acompanhado da construção de locais de trabalho ao catador dotado de equipamentos, o que não tem ocorrido. Registra-se que, em Caxias do Sul, houve melhorias em três associações contempladas com recursos de edital, mas as demais mantiveram-se sem condições de melhorar a infraestrutura do local de trabalho, quer em instalações, quer em equipamentos de trabalho ou EPIs.

Outro problema persistente aos catadores é obter o licenciamento ambiental, considerando que, para sua obtenção é necessário oferecer a estes suporte profissional (profissionais capacitados da área ambiental) e investimentos, dificilmente suportados pelas associações. Para cumprir com essa exigência é fundamental o suporte do poder público.

Os dados evidenciam redução na renda desses trabalhadores, decorrentes da crise econômica que se mostra uma variável determinante, tanto do perfil de trabalhadores, quanto da renda. A redução da renda também decorre do aumento da catação nas ruas da cidade, de onde são retirados os resíduos de maior valor econômico, resultando em perda da qualidade dos resíduos que chegam às Associações. Destaca-se ainda o período de pandemia do COVID, o qual mudou os hábitos de consumo e, consequentemente, a geração de resíduos, agravando ainda mais a renda desses profissionais.

Ainda, a baixa renda é agravada pela exploração de atravessadores que impõem preço de compra do material coletado. No Brasil, 90% de tudo o que é reciclado passa pelas mãos dos cerca de 800 mil catadores e catadoras, de norte a sul do País. Esses trabalhadores, nesses momentos, além de terem reduzida a matéria prima para o trabalho (resíduos), sofrem com a perda da qualidade e do preço dos mesmos. Isso afeta as condições de renda e de saúde.

A subutilização dos EPIs, agravada também pela crise, se deve principalmente a não disponibilidade dos mesmos e a falta de recursos para sua aquisição pelos próprios trabalhadores, que ficam expostos a riscos laborais importantes. Esses decorrem da exposição direta a patógenos provenientes, principalmente, da decomposição da matéria orgânica e produtos perigosos, especialmente químicos, inadequadamente descartados. Basso e Silva (2020), encontraram situações muito parecidas em pesquisa realizada em Erechim, afirmam que

[...] os trabalhadores envolvidos na pesquisa convivem com ratos e baratas, iluminação e circulação precárias, frio e calor extremos ao longo das estações

do ano, o que configura sua ocupação como insalubre, consequentemente trazendo reflexos à sua saúde. [...] são muitas as condições inadequadas e processos insalubres de trabalho aos quais são submetidos os catadores, o que os expõe a numerosos riscos na realização de suas tarefas. (BASSO; SILVA, 2020, p. 11).

Destaca-se ainda que, apesar da coleta seletiva ter avançado em todo o Brasil, a não separação adequada nos domicílios e instituições em geral (comércio, indústria, serviços e até repartições públicas), sobrecarrega o sistema de destinação final e dificulta o processo de reciclagem desenvolvido pelos catadores em seu trabalho ambiental cotidiano. De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, mais de 30% dos resíduos gerados são recicláveis, mas apenas cerca de 3% acabam voltando aos processos produtivos, especialmente pela mão do catador, o que demonstra que há um grande trabalho a ser feito, com exigência da colaboração de toda a sociedade. Além disso, destaca-se a questão dos Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) que são encontrados junto aos resíduos separados pelos catadores. Stedile e Rosa (2020) apontam que.

“[...] há uma significativa quantidade e variedade de Resíduos de Serviço de Saúde com destaque para medicamentos, seringas com agulhas e luvas de procedimento, encontrados pelos catadores durante o trabalho. Esses oferecem riscos à saúde desses trabalhadores, especialmente biológicos e físicos. O gerenciamento adequado dos resíduos nos domicílios é fundamental à segurança desses trabalhadores, minimizando os riscos, tanto à saúde, quanto ao meio ambiente” (p.1).

Sendo assim, defende-se que a educação ambiental deve ser desenvolvida em todos os níveis de ensino, nas suas dimensões formal e informal, constitui-se em uma estratégia que pode ter potência na mudança de hábitos da população, a ponto de impactar positivamente na renda, na saúde dos catadores e catadoras em todo o País.

Assim, a melhoria na renda e a possibilidade de investimentos, inclusive em EPIs, poderiam ser facilitados se a segregação fosse mais bem efetivada por cada cidadão gerador de resíduos. Isso porque todo o resíduo que é mal acondicionado perde qualidade a ponto de ter que ser desprezado como rejeito. Significa que toneladas de material potencialmente reciclável, sinônimo de renda, acaba sendo desprezado nos aterros sanitários, com prejuízos não só aos catadores, mas também ao mercado, ao ambiente e à saúde pública.

Nesse contexto, cabem as perguntas: a segregação inadequada tem relação com a não valorização do trabalho do catador pela sociedade? Se na ponta do sistema de reciclagem houvesse profissionais reconhecidos socialmente os percentuais de reciclagem seriam esses? O intuito aqui não é responder a essas questões, mas levantar aspectos que possam servir a reflexão da sociedade e do poder público, a quem compete intervir na proteção social desses trabalhadores.

Ainda, o pequeno número de trabalhadores que conseguem contribuir com a previdência social, aumenta a probabilidade de não acesso aos direitos de cidadania

previstos na Constituição, especialmente na velhice. Se a renda é insuficiente para suprir as necessidades básicas como alimentação, como pensar em aposentadoria? Essa parece ser um elemento importante na direção de ilustrar a situação de precariedade a que esses trabalhadores estão submetidos.

Outro aspecto previsto na Política e não implementado é a logística reversa, segundo a qual os produtos perigosos deveriam retornar ao produtor, incluindo o catador no processo. Embora tenham havido propostas nesse sentido, a logística reversa é limitada e o catador sequer foi capacitado para lidar com os resíduos perigosos que chegam equivocadamente às associações junto aos recicláveis. Para o correto manejo desses resíduos é indispensável a capacitação das associações, a qualificação dos processos de trabalho e investimentos em infraestrutura.

A questão dos direitos sociais não mostrou melhora no período analisado, o que aponta para o aumento da pobreza, uma vez que a ausência de políticas públicas específicas e a redução da renda, colocam esse profissional à margem da sociedade, sem reconhecimento pelo trabalho que realizam.

2 | CONCLUSÕES

Apesar de estar claro na PNRS (BRASIL, 2010) que os catadores deveriam receber do poder público condições para o trabalho digno, percebe-se que não houve melhorias significativas no processo de trabalho e de vida desses profissionais. Isso porque houve redução da renda, diminuição da qualidade dos resíduos, as condições de trabalho permanecem praticamente inalteradas e o uso de EPIs reduziu ou o uso é de equipamentos inadequados. Isso tudo acompanhado da não evolução no acesso a mecanismos de proteção ou de políticas públicas específicas a esse público.

A mudança de perfil (pessoas mais jovens e com melhor grau de alfabetização) aponta ainda que trabalhadores que perderam empregos formais buscam nos resíduos uma forma de enfrentar momentos de crise econômica.

A promulgação da PNRS, em 2010, nos fez imaginar que o trabalho informal exercido por séculos por esses trabalhadores, pudessem ter seu período de informalidade chegando ao final. Nesses dez anos foi possível sonhar com um tempo em que a profissionalização e a oferta de condições de trabalho fossem ofertadas aos catadores/as como uma forma da sociedade retribuir décadas de recuperação de bens e produtos ao mercado e de proteção ambiental. Ao que parece, mais uma vez, a sociedade vai acumular anos de atraso no reconhecimento social do trabalho desses protetores ambientais.

Assim, os catadores sofrem com exclusão social e cidadã, e defrontam-se com uma percepção negativa da sociedade em relação a sua atividade profissional, vivem em uma situação de vulnerabilidade em nível social e sanitário, laboral e de segurança. Esses aspectos, por sua vez, são fundamentais à manutenção qualificada da vida (alimentação nutritiva, água

potável, moradia adequada, acesso à saúde, acesso à educação e a segurança, inclusive no local de trabalho). Se essas necessidades básicas não são asseguradas, o que dizer no lazer, esporte, arte, cultura.

REFERÊNCIAS

BASSO, Cheila; SILVA, Ivone M. M. 'Já me acostumei': interfaces entre trabalho, corpo e saúde de catadores de materiais recicláveis. **Trabalho, Educação e Saúde**, v. 18, n. 3, 2020, e00283115. DOI: 10.1590/1981-7746-sol00283

BRASIL. Catadores de Materiais Recicláveis. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/33urSTd>. Acesso em 17 mar. 2020.

BRASIL, CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988. República. Presidência da República. Casa Civil. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 ago. 2010. Disponível em: <https://bit.ly/3daXQbQ>. Acesso em: 17 mar. 2020.

BRASIL. Trabalhadores da coleta e seleção de material reciclável. **Classificação Brasileira de Ocupações. Brasília, DF: Ministério do Trabalho, 2020**. Disponível em: <https://bit.ly/39TGcXT>. Acesso em 20 mar. 2020.

DEMAJOROVIC, Jacques; AUGUSTO, Eryka Eugênia Fernandes; SOUZA, Maria Tereza Saraiva de. Reverse logistics of e-waste in developing countries: challenges and prospects for the brazilian model. *Ambient. Soc.*, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 117-136, 2016. Disponível em: <https://bit.ly/2QmJoU0> . Acesso em: 17 mar. 2020.

HAMMES, Margarete; CAMARDELO, Ana Maria Paim; STEDILE, Nilva Lúcia Rech Processo de trabalho dos catadores de resíduos sólidos: uma análise de variáveis em grupos de trabalhadores na Serra Gaúcha. In: CAMARDELO; STEDILE (orgs.). Catadores e Catadoras de Resíduos: prestadores de serviços fundamentais à conservação do meio ambiente. Caxias do Sul: EDUCS, 2016. p. 87-110.

HOEFEL, Maria da Graça et al. Accidents at work and living conditions among solid waste segregators in the open dump of Distrito Federal. *Rev. bras. epidemiol.*, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 774-785, Sept. 2013 . Available from http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-790X2013000300774&lng=en&nrm=iso . access on 17 Mar. 2020.

HOEFEL, Maria da Graça; CARNEIRO, Fernando Ferreira; SANTOS, Leonor Maria Pacheco; GUBERT, Muriel Bauerman; AMATE, Elisa Maria; SANTOS, Wallace dos. Acidentes de trabalho e condições de vida de catadores de resíduos sólidos recicláveis no lixão do Distrito Federal. *Rev. Bras. Epidemiol.* [São Paulo], v. 16, n. 3, p. 764-785, [set.] 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-790X2013000300020> . Acesso em: 26 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Panorama Municipal. Brasília, DF: IBGE Cidades, 2020. Disponível em: <https://bit.ly/2TULZXw>. Acesso em: 12 mar. 2020.

LIMA, Maria Raquel Passos. Paradoxos da formalização: a inclusão social dos catadores de recicláveis a partir do caso do encerramento do aterro de Jardim Gramacho (RJ). *Horiz. antropol.*, Porto Alegre, v. 24, n. 50, p. 145-180, 2018. Disponível em: <https://bit.ly/2x7fAUB>. Acesso em: 17 mar. 2020.

MOREIRA, Ana Maria Maniero; GUNTHER, Wanda Maria Risso; SIQUEIRA, Carlos Eduardo Gomes. Workers' perception of hazards on recycling sorting facilities in São Paulo, Brazil. *Ciênc. saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, p. 771-780, 2019. Disponível em: <https://bit.ly/33rHSFN>. Acesso em: 17 mar. 2020.

PINHEIRO, J. G. do N.; ARAÚJO, G. M. Life and working conditions of recyclable material gatherers of association of gatherers of jangurussu (ascanjan) in Fortaleza City, Ceará State, Brazil. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n. 8, p. e427985004, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i8.5004. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/5004>. Acesso em: 7 sep. 2021.

ROSA, L, R, da, STEDILE, N. L. R.. Resíduos de Serviço de Saúde Presentes na Coleta Seletiva: uma Análise dos Riscos aos Catadores. **Scientia cum Industria**, V. 8, N. 1, PP. 1 — 6, 2020. Disponível em: <http://www.ucs.br/etc/revistas/index.php/scientiacumindustria/issue/view/323>. Acesso em 07 de setembro 2021.

SILVEIRA, Renata Cristina da Penha; SILVA, Flávia Mendes da; RIBEIRO, Isabely Karoline da Silva. Perfil laboral e exposição ocupacional de cantoneiros de recolha de resíduos sólidos de um município do Brasil. *Rev. Enf. Ref.*, Coimbra, v. serIV, n. 17, p. 73-84, jun. 2018. Disponível em http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0874-02832018000200008&lng=pt&nrm=iso. Acessos em 17 mar. 2020.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ESCÓRIA DE FERRONÍQUEL PARA EMPREGO NA COMPOSIÇÃO DE CONCRETO BETUMINOSO USINADO À QUENTE

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 03/08/2021

Jéssika Cosme

Universidade Federal de Ouro Preto – Núcleo
de Geotecnia
Ouro Preto - Minas Gerais
<https://orcid.org/0000-0001-7432-9210>

Daniel Pinto Fernandes

Universidade Federal de Alagoas – Centro de
Tecnologia
Maceió – Alagoas
<https://orcid.org/0000-0002-6140-6130>

Gilberto Fernandes

Universidade Federal de Ouro Preto – Núcleo
de Geotecnia
Ouro Preto - Minas Gerais
<https://orcid.org/0000-0002-4658-369X>

RESUMO: A alta demanda por agregados naturais nos projetos de pavimentos e ainda o alto custo associado a este produto, tem feito com que pesquisadores de todo mundo busquem por materiais alternativos que possuam características físicas, mecânicas e ambientais iguais ou superiores aos agregados convencionais. Com a grande quantidade de escória de ferroníquel gerada e armazenada ao longo dos anos pelas mineradoras, surgiu a necessidade de estudos voltados à destinação adequada desse subproduto. A aplicação da escória de ferroníquel na camada de revestimento de um pavimento é uma alternativa

que além de reduzir os danos ambientais que estão atrelados à sua estocagem, ainda se torna uma excelente possibilidade para locais com escassez de agregados naturais. Este trabalho teve como objetivo principal analisar a viabilidade ambiental da escória de ferroníquel da Unidade Operacional de Onça Puma, para utilização desse coproduto como substituto do agregado pétreo natural na composição do concreto betuminoso usinado a quente visando atender as conformidades referentes às normas brasileiras. A caracterização ambiental foi realizada por meio dos ensaios de Lixiviação e Solubilidade. A partir dos resultados foi possível classificar a escória de ferroníquel como material de Classe IIB (Não Perigoso – Inerte) por não possuir nenhum parâmetro na amostra solubilizada em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, indicando que o emprego do material não representa riscos ambientais no entorno da área onde será empregado.

PALAVRAS-CHAVE: Escória de ferroníquel, caracterização ambiental, teste de lixiviação, teste de solubilidade.

ENVIRONMENTAL CHARACTERIZATION OF FERRONICKEL SLAG FOR USE IN HOT MIX ASPHALT

ABSTRACT: The high demand for natural aggregates in pavement projects, and the high cost associated with this product, has led researchers around the world to look for alternative materials that have physical, mechanical and environmental characteristics equal to or superior to conventional aggregates. With the large amount of ferronickel slag generated and stored over the years by

mining companies, the need for studies aimed at the proper disposal of this byproduct has arisen. The application of ferronickel slag in the paving surface course is an alternative that, besides reducing the environmental damage that is linked to its storage, also becomes an excellent possibility for places with a shortage of natural aggregates. The main objective of this work was to analyze the environmental viability of ferronickel slag from the Onça Puma Operational Unit, to use this co-product as a substitute for natural stone aggregate in the composition of hot mix asphalt in order to comply with Brazilian standards. The environmental characterization was carried out through the Leaching and Solubility tests. From the results, it was possible to classify the ferronickel slag as a Class IIB material (Non-Hazardous - Inert) as it does not have any parameter in the sample solubilized in concentrations higher than the standards of potability of water, indicating that the use of the material does not represent environmental risks around the area where it will be used.

KEYWORDS: Ferronickel slag, environmental characterization, leaching test, solubility test.

1 | INTRODUÇÃO

A crescente preocupação em minimizar a disposição de resíduos na natureza, vem influenciando medidas que busquem dar novos fins ambientalmente sustentáveis e economicamente viáveis a esses materiais. A utilização de agregado siderúrgico na pavimentação rodoviária surge como alternativa à redução da estocagem desse material nos pátios siderúrgicos e ainda contribui com a diminuição nos custos da construção do pavimento rodoviário flexível em regiões onde há a disponibilidade desse material.

Os órgãos ambientais têm dedicado um cuidado especial relativo ao manuseio e utilização de resíduos sólidos industriais enfatizando que estes precisam ser tratados obedecendo-se as disposições legais pertinentes de forma a se impedir possíveis riscos de problemas e eventuais punições.

O uso de agregados naturais na construção sofre cada vez mais restrições ambientais pela proximidade com os grandes centros consumidores, pelas políticas deficientes de uso e ocupação do solo e, principalmente, pelos recursos naturais serem finitos.

Segundo Castelo Branco (2004), a construção de estradas representa um terço da demanda por agregados. Por esse motivo, o emprego de resíduos na pavimentação se mostra uma aplicação interessante e racional.

A definição de resíduos pode ser dada como: todos os rejeitos gerados dentro do processo de produção ou consumo de um outro produto, independente do seu valor comercial (John, 1997).

Para John (1997), do ponto de vista ambiental, o principal objetivo é a transformação de um resíduo em um subproduto por meio da reciclagem, diminuindo assim, o consumo energético na produção de novos produtos, e ainda contribuir com a menor dispersão de compostos contaminantes, fato que não ocorre quando há a deposição desses resíduos.

IABR (2016) define coprodutos como os materiais resultantes do processo siderúrgico

juntamente com o aço, e que a partir de processamentos tecnológicos podem ser utilizados de forma ambientalmente adequada, como matéria-prima ou fonte de energia na própria atividade geradora ou por terceiros.

O uso desse material em substituição ao agregado pétreo natural na camada de revestimento de uma rodovia surge como uma nova alternativa de disposição final desses resíduos.

Dentre os benefícios pode-se citar a redução do uso de recursos naturais, muitas vezes escasso, a redução de material estocado nos pátios industriais, diminuindo assim os passivos ambientais, e ainda, do ponto de vista econômico, a viabilidade está atrelada ao fato do baixo custo do coproduto aliado a grande quantidade disponível e principalmente a proximidade dos estaques e a sua aplicação, propiciando um grande ganho econômico na construção de rodovias, muitas vezes dependentes de agregados naturais escassos e com grandes custos de extração e transporte envolvidos.

De acordo com a NBR 10004 (ABNT, 2004a), os resíduos sólidos são todos os resíduos nos estados sólido e semissólido que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Estão incluídos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e/ou gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, além de líquidos cujas particularidades tornam inviável o seu lançamento nos esgotos e corpos d'água.

A preocupação com o manuseio e a utilização dos resíduos sólidos industriais tem sido um ponto de grande destaque por parte das empresas e dos órgãos ambientais. Todo destaque dado, é no sentido de observar as disposições legais pertinentes de forma a se impedir possíveis riscos de problemas e eventuais punições previstas na Lei de Crimes Ambientais – Lei nº.9.605, de 12 de fevereiro de 1998.

O trabalho teve como objetivo precípua verificar a viabilidade ambiental do emprego da escória de ferromnês proveniente da mina de Onça Puma, no Pará, como agregado na composição de concreto betuminoso usinado à quente.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) editou algumas normas técnicas para a definição e classificação de resíduos sólidos industriais (ABNT NBR 10004, 2004; ABNT NBR 10005, 2004 e ABNT NBR 10006, 2004). Estas normas caracterizam tais resíduos, no estado sólido e semissólido, como resultado de atividades industriais como, por exemplo, a siderurgia na produção do aço.

As deliberações técnicas e econômicas tomadas em todas as fases do gerenciamento dos resíduos sólidos industriais precisam estar fundamentadas na classificação ambiental dos mesmos e considerar o seu potencial de contaminação ao meio ambiente, tanto a curto, quanto a médio e longo prazo.

A classificação dos resíduos sólidos em conformidade com a NBR 10004 envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com os resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente são conhecidos. Assim, ainda segundo a norma NBR 10004 (ABNT, 2004a), os resíduos podem ser classificados da seguinte maneira:

Resíduos Classe I – Perigosos: são resíduos que, em função de suas propriedades de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem oferecer riscos à saúde pública, contribuindo para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentar efeitos danosos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de maneira inadequada.

Resíduos classe II – Não perigosos:

Resíduos Classe II A – Não inertes - são aqueles que, não se enquadram na Classe I ou na Classe IIB. Possuem propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Resíduos classe II B – Inertes - resíduos que, quando submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não tem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspectos como cor, turbidez, dureza e sabor.

Grande parte dos resíduos tóxicos, característicos de determinado processo produtivo, estão listados em anexo dentro da norma NBR 10004 (ABNT, 2004a). No caso do resíduo não estar, é possível analisá-lo e determinar sua classificação. A amostragem dos resíduos é descrita na norma NBR 10007 (ABNT, 2004d). A propriedade de toxicidade é medida através do teste de lixiviação definido pela norma NBR 10005 (ABNT, 2004b), as características que definem inflamabilidade, corrosividade e reatividade são descritas na norma NBR 10004 (ABNT, 2004a), já o teste de solubilização é descrito na norma NBR 10006 (ABNT, 2004c).

Para o desenvolvimento da pesquisa foram realizados ensaios de lixiviação e solubilização, em duplicata, em amostras da escória de ferroníquel a fim de classificá-la em acordo com a NBR 10004. A escória de ferroníquel utilizada no estado é mostrada na Figura 1, a seguir.



Figura 1 - Escória de ferroníquel.

2.1 ENSAIO DE LIXIVIAÇÃO

O ensaio de lixiviação, preconizado pela NBR 10005 – Lixiviação de Resíduos (ABNT, 2004b), caracterizam os resíduos como perigosos quando, apresentarem valores de poluentes no extrato lixiviado em concentração superior aos padrões constantes na listagem nº 07 anexa à norma.

O teste foi realizado em 100 g de amostra, com frações granulométricas abaixo da peneira de 9,5 mm, transferida a um frasco de lixiviação, onde misturou-se com a solução de ácido acético glacial. Logo após, o frasco foi mantido sob agitação durante 18 horas à temperatura de 25° C, com rotação de 30 vezes por minuto em agitador rotatório. Depois desse período, realizou-se a filtração do produto e o extrato lixiviado analisado. O teste de lixiviação foi realizado no Laboratório de Ferrovias e Asfalto da Universidade Federal de Ouro Preto. A Figura 2 apresenta o equipamento utilizado no ensaio de lixiviação para caracterização ambiental.



Figura 2 - Ensaio de lixiviação

2.2 ENSAIO DE SOLUBILIZAÇÃO

O teste de solubilização realizado de acordo com a norma NBR 10006 – Solubilização de Resíduos (ABNT, 2004c), diz respeito a solubilidade dos compostos presentes nas amostras estudadas na pesquisa. O ensaio consistiu em misturar 250 g de amostra, triturada abaixo da peneira de 9,5mm e com 1000 ml de água destilada, sem correção do pH. A mistura permaneceu em repouso, sendo agitada manualmente de tempos em tempos, durante um período 7 dias. Logo após esse período, a amostra foi filtrada e o material analisado. O ensaio foi realizado no Laboratório de Ferrovias e Asfalto da Universidade Federal de Ouro Preto. A Figura 3 apresenta o ensaio de solubilização sendo executado.



Figura 3 - Ensaio de Solubilização.

De acordo com a NBR 10004/2004 para classificação de resíduos, este ensaio é adotado para diferenciar um resíduo inerte (Classe IIB) de um não inerte (Classe IIA). A análise do filtrado foi conduzida em conformidade com a metodologia proposta pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

O resultado do ensaio de lixiviação para parâmetros inorgânicos da escória de ferroníquel encontra-se apresentado na Tabela 1.

Parâmetro	Valor Máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/L)
Arsênio	1,0	<0,004
Bário	70	0,12
Cádmio	0,5	<0,001
Chumbo	1,0	<0,01
Cromo Total	5,0	<0,01
Fluoretos	150,0	1,4
Mercúrio	0,1	<0,0002
Prata	5,0	<0,005
Selênio	1,0	<0,01

Tabela 1- Ensaio de lixiviação para parâmetros inorgânicos da escória de ferroníquel.

O ensaio de lixiviação mostra que não há presença de elementos lixiviados acima dos limites estabelecidos pela NBR 10004/2004 para a escória de ferroníquel.

O resultado do ensaio de solubilização dos parâmetros orgânicos e inorgânicos da escória de ferroníquel estão mostrados na Tabela 2.

Parâmetro	Valor Máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/L)
Inorgânicos			
Alumínio (mg Al/L)	0,02	<0,05	<0,05
Arsênio (mg As/L)	0,01	<0,004	<0,004
Bário (mg Ba/L)	0,7	<0,01	<0,01
Cádmio (mg Cd/L)	0,005	<0,001	<0,001
Chumbo (mg Pb/L)	0,01	<0,01	<0,01
Cianeto (mg CN/L)	0,07	<0,01	<0,01
Cloreto (mg Cl/L)	250,0	1,92	2,0
Cobre (mg Cu/L)	2	<0,009	<0,009
Cromo Total (mg Cr/L)	0,05	0,02	0,02
Ferro (mg Fe/L)	0,3	<0,1	<0,1
Fluoretos (mg F/L)	1,5	0,43	0,40
Manganês (mg Mn/L)	0,1	<0,025	<0,025
Mercúrio (mg Hg/L)	0,001	<0,0002	<0,0002
Nitrato (mg N/L)	10,0	<0,02	<0,02
Prata (mg Ag/L)	0,05	<0,005	<0,005
Selênio (mg Se/L)	0,01	<0,01	<0,01
Sódio (mg Na/L)	200,0	6,47	6,54
Sulfato (mg SO ₄ -2/L)	250,0	42,6	42,4
Zinco (mg Zn/L)	5,0	<0,1	<0,1
Orgânicos			
Surfactantes (mg MBAS/L)	0,5	<0,30	<0,30
Fenóis Totais (MgC ₆ H ₅ OH/L)	0,01	<0,002	<0,002

Tabela 2 - Ensaio de solubilização para parâmetros orgânicos e inorgânicos para a escória de ferromnês.

O ensaio de solubilização não mostrou a presença de elementos solubilizados acima dos limites estabelecidos pela NBR 10004/2004.

De acordo com as prescrições das normas NBR 10004/2004, 10005/2004 e 10006/2004, pode-se ressaltar que a escória de ferromnês é classificada como material de Classe IIB (Não Perigoso – Inerte) por não possuir nenhum parâmetro na amostra

solubilizada em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água. E ainda pode-se considerar que a amostra não é corrosiva e também não é reativa por não apresentar as características que indicam tal propriedade.

4 | CONCLUSÕES

A pesquisa demonstrou a viabilidade ambiental da utilização da escória de ferroníquel como agregado na composição de concreto betuminoso usinado à quente, cumprindo os requisitos estabelecidos pela normatização brasileira (NBR 10.004/2004). Nesse contexto, este resultado indica que o emprego do material não representa riscos ambientais no entorno da área onde será feito o concreto betuminoso usinado à quente para o pavimento asfáltico.

Ademais, o seu aproveitamento representa ganhos relevantes, por dar utilidade a um material que quando estocado torna-se um passivo ambiental, e ainda traz vantagens econômicas por se tratar do reuso de um resíduo que antes seria descartado e não possuía nenhum valor agregado.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é parte integrante de uma ampla pesquisa de caracterização tecnológica de materiais para pavimentação desenvolvido pelo Laboratório de Ferrovias e Asfalto da Universidade Federal de Ouro Preto. Os autores gostariam de agradecer a Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), à Vale e a Fundação Gorceix pelo apoio na realização dos ensaios.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). **NBR 10004. Resíduos Sólidos Classificação**. Rio de Janeiro, 71 p., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). **NBR 10005. Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólido**. Rio de Janeiro, 16 p., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). **NBR 10006. Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 3 p., 2004.

BRASIL. [Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010]. **Política nacional de resíduos sólidos [recurso eletrônico]**. – 2. ed. – Brasília : Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012.

CASTELO BRANCO, V. T. F. **Caracterização de Misturas Asfálticas com o Uso de Escória de Aciaria como Agregado**. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

JOHN, V.M. **Pesquisa e desenvolvimento de mercado para resíduos**. In: Workshop sobre reciclagem e reutilização de resíduos como materiais de construção civil, São Paulo, 1997.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DE RESÍDUO DE ETA COMO IMPERMEABILIZANTE DE OBRAS DE TERRA PARA A CONTENÇÃO DE RESÍDUOS

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 06/08/2021

Leonardo Marchiori

Universidade da Beira Interior
Civil Engineering and Architecture Department
Covilhã, Portugal
<https://orcid.org/0000-0001-8825-2162>

André Studart

Universidade da Beira Interior
Civil Engineering and Architecture Department
Covilhã, Portugal
<https://orcid.org/0000-0001-5963-9317>

Maria Vitoria Morais

Universidade da Beira Interior
Civil Engineering and Architecture Department
Covilhã, Portugal
<https://orcid.org/0000-0003-3895-1672>

António Albuquerque

Universidade da Beira Interior
Civil Engineering and Architecture Department
Covilhã, Portugal
<https://orcid.org/0000-0001-7099-0685>

Victor Cavaleiro

Universidade da Beira Interior
Civil Engineering and Architecture Department
Covilhã, Portugal
<https://orcid.org/0000-0002-9266-2938>

RESUMO: A disposição incorreta de resíduos industriais pode causar a contaminação de águas e solos. Nessa vertente surge o lodo/

resíduo de estação de tratamento de água (RETA) como resíduo a ser valorizado para intensificar a contenção de resíduos e amenizar os seus impactos ambientais. Fez-se portanto a avaliação do potencial de valorização do lodo para a atuação como impermeabilizante de obras de terra e seus impactos nas propriedades do solo argiloso analisado para possibilidade de reforço do mesmo. Os resultados apresentados mostram que o lodo possui uma grande percentagem de finos e contribui para a redução de plasticidade do solo, além de apresentar composição química compatível com característizas pozolânicas e possibilidade de incorporação com materiais já utilizados em obras de terra. Tais resultados indicam um início sólido para uma caracterização completa do lodo de estação de tratamento de água para a sua incorporação e estabilização em solos, além de indicar possível reforço de solos argilosos e aplicabilidade em *liners*, a serem confirmados por investigações aprofundadas acerca de parâmetros de resistência e permeabilidade.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduo de Estação de Tratamento de Água (RETA), Barreira Impermeabilizante, Contenção de Resíduos, Reforço de Solos.

EVALUATION OF THE POTENTIAL USE OF WATER TREATMENT SLUDGE (WTS) AS A WATERPROOFING MATERIAL FOR WASTE CONTAINMENT EARTHWORKS

ABSTRACT: Industrial wastes' incorrect disposal can cause groundwater and soils contamination. In this aspect, the water treatment sludge (WTS) appears as a potential residue to be valorized

within soils in order to enhance wastes' stabilization while mitigating its environmental impacts. Therefore, geotechnical and chemical evaluations were conducted for assessing WTS's potential as a waterproofing agent for earth works, considering their impacts on the properties of the analyzed clayey soil for assessing possible soil' reinforcement through a further investigation. Found results on the WTS characterization have shown a high percentage of fines, which contributes for the reduction of the soil's plasticity. In addition, its chemical composition is compatible with pozzolanic characteristics while being possible to associate the analyzed WTS with materials already used in earth works. These results indicate a solid beginning for a complete characterization of the WTS and its stabilization within soils as they indicate possible reinforcement of clayey soils and use for liners application, which have yet to be confirmed by in-depth investigations around resistance and permeability properties.

KEYWORDS: Water Treatment Sludge (WTS), Waterproof Barrier; Waste Containment; Soil Reinforcement.

1 | INTRODUCTION

Several earthworks for solid and liquid waste containment as landfills, dams, among others, use waterproof coatings such as geomembranes or clay-based materials as barriers against soil contamination. Geomembranes are a costly solution (DUFFY, 2016) and the use of clays proves to be unsustainable from an environmental point of view, as it involves the extraction of natural materials from the soil. The main parameters for geotechnical performance of these materials are low hydraulic conductivity ($\leq 1 \times 10^{-7}$ cm/s), good mechanical strength (≥ 5 N/mm²) and good compaction conditions (GANJIAN et al., 2004). In order to valorize wastes for such application, it is important to assess varied parameters, such as particle size, density, consistency limits, moisture content, chemical composition, mechanical and hydraulic characteristics. These parameters will also contribute for a solid investigation on the affected properties of the soil-residue mixture.

Therefore, the objective of this work is to evaluate the potential valorization of water treatment sludge (WTS) as a waterproofing agent for waste containment earthworks (landfills, tailings and stabilization ponds and dams), through the production of soil mixtures with WTS and its characterization. In addition, found results will provide data for a further investigation on the geomechanical properties over soil added by WTS.

2 | MATERIALS E METHODS

The WTS and the soil were collected at the water treatment plant (WTP) of Caldeirão from Castelo Branco (Portugal), respectively. Both were analyzed to determine the following parameters and their adopted standards:

- Sample Preparation according to (ABNT, 2016).
- Granulometry (ASTM, 2017a) and;

- Laser Diffraction through Coulter LS200 (USA).
- Specific Density (G_s) (ASTM, 2014).
- Plastic Limit (LP) e Liquid Limit (LL) (ASTM, 2017b).
- Water Content (w) (ASTM, 2019a).
- Hydraulic Conductivity (k) (ASTM, 2019b).
- Compaction Characteristics (ASTM, 2012).
- Preparation of Samples according to (ABNT, 2016).
- Granulometry (ASTM, 2017a).
- Specific Surface Area (SS) through laser diffraction in Coulter LS200 equipment (USA).
- Specific Grain Mass (G_s) (ASTM, 2014).
- Plasticity (LP) and Liquidity (LL) Limits (ASTM, 2017b).
- Water Content (w) (ASTM, 2019a).
- Hydraulic Conductivity (k) (ASTM, 2019b).
- Compression Characteristics (ASTM, 2012).
- Oxides Elemental Analysis obtained using the EDS (Energy Dispersive Spectrometer) technique, coupled to a scanning electron microscope (SEM) (model S-2700 Hitachi, USA).
- Classification according to USCS.

WTS had approximately 75% water content when collected at the WTP. It was dehydrated at temperatures between 60 and 65°C for better workability. The following four mixtures of WTS with soil were prepared, with percentages in dry mass, which were tested for compaction and plasticity characteristics:

1. 05% of WTS e 95% of soil.
2. 10% of WTS e 90% of soil.
3. 15% of WTS e 85% of soil.
4. 20% of WTS e 80% of soil.

3 | RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Granulometry Characteristics

The particle size curves, and their characteristics are presented in Figure 1.

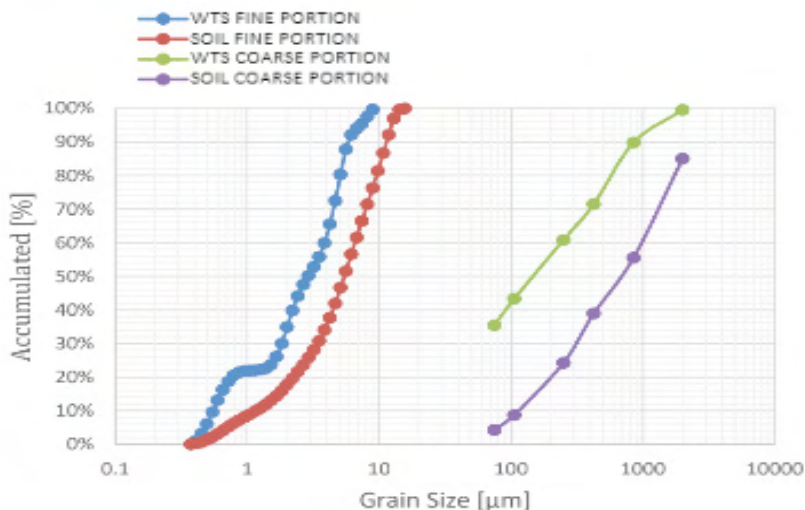


Figure 1. Granulometry Distribution

Granulometric curves - WTS COARSE PORTION and SOIL COARSE PORTION - were obtained through materials' sieving -, being classified as SM and SW, respectively. However, due to the difficult deagglomeration of WTS's particles, the finer portion of WTS's sample was analyzed separately by the laser method, being represented by curve WTS FINE PORTION. This approach was successful due to the presence of an ultrasonic sonicator in aqueous solution coupled to the equipment, exposing WTS's mostly fine granulometric composition. For comparison effects, only the finer part of the soil (<75μm sieve) was analyzed in the laser equipment, obtaining the SOIL FINE PORTION curve. Very fine particles of WTS justify found SS value of 15900 cm²/g, much larger than the soil's 0.005 cm²/g SS. This result indicates that the analyzed WTS needs more liquid to lubricate and wet its surface, which will affect characteristics such as specific weight, plasticity index and compaction values.

3.2 Geotechnical Characteristics

Index	WTS	Soil	Mixtures			
			1	2	3	4
G_s (g/cm³)	1,30	2,30	2,15	2,01	1,92	1,83
LL (%)	-	35	39	38	42	55
LP (%)	-	29	32	34	39	54
IP (%)	NP ¹	6	7	4	3	1
w_{opt} (%)	86,0	20,5	17,6	22,0	26,6	27,0
ρ_{d,opt} (g/cm³)	1,26	2,04	1,97	1,91	1,86	1,81
k (cm/s)	8 x 10 ⁻⁴					

Table 1. Geotechnical Characteristics.

The geotechnical characteristics are shown in Table 1. Elemental and oxide analysis are shown in Table 2 while compaction curves are presented in Figure 2.

Elements	Soil (%)	WTS (%)	Oxydes	Soil (%)	WTS (%)
O	62,8	60,9	Na ₂ O	0,42	-
Na	0,29	-	MgO	1,61	0,59
Mg	0,85	0,30	Al ₂ O ₃	29,5	60,4
Al	12,3	24,5	SiO ₂	54,0	29,9
Si	19,1	10,3	K ₂ O	4,23	1,15
Cl	-	1,20	TiO ₂	0,98	-
K	1,91	0,51	CaO	-	2,88
Ti	0,26	-	Fe ₂ O ₃	9,22	5,00
Ca	-	1,06			
Fe	2,45	1,29			

Table 2. Chemical Analysis.

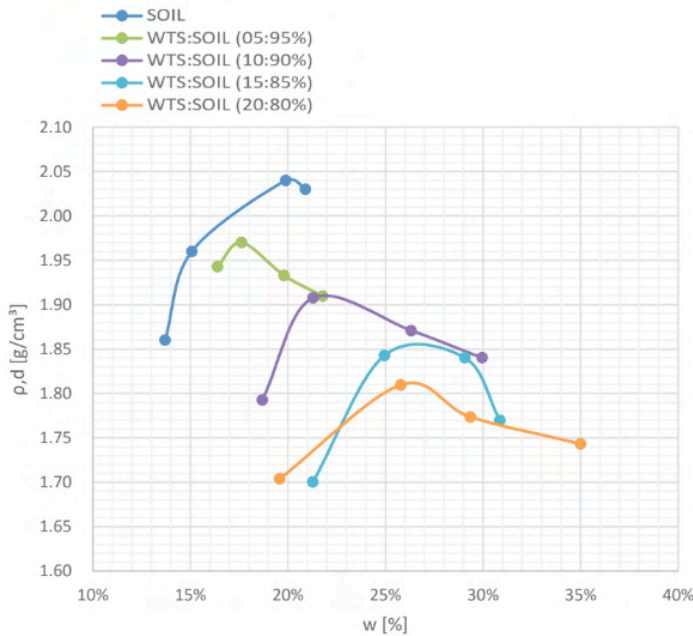


Figure 2. Compaction Curves.

The analyzed soil has low plasticity and a low specific density, which are expected values when compared to studied soils in the region, as stated by (SILVA, 2015). Regarding the WTS, found results indicate a mineralogical structure similar to illite and kaolinite while being characterized as a non-plastic material, opposing to other studies, which have stated

higher values, such as the 22% value for the plasticity index in (WOLFF et al., 2007) o lodo dos decantadores da ETA de uma indústria de celulose do Estado de Minas Gerais, juntamente com outro resíduo também produzido no local (dregs for its WTS. Thus, the addition of the analyzed WTS can provide a finer granulometry to the soil attached to a progressive reduction on the mixtures' plasticity. Also, its chemical composition - based on silicon and aluminum oxides - indicate possible pozzolanic characteristics, creating a siliceous structure similar to a silica-aluminum gel, that could reduce the number of voids in soils, principally considering the WTS's majorly fine particle (BAĞRIAÇIK; GÜNER, 2020). Therefore, such results indicate a solid initial path for WTS's feasibility for liner application and for soils' reinforcement through the introduction of optimal WTS value, which its range seems to be around 15-20%, corroborating with other successful studies, such as (MONTALVAN, 2021). In addition, GS of 1.30 g/cm³ indicates a low density when compared to soils, indicating possible weight reduction properties of the WTS-soil mixtures, contributing for a successful feasibility of WTS as soil stabilizer. Further characterization was proceeded by analyzing hydraulic conductivity (k) value through a sample saturated in permeameter with constant load, suitable for granular soils, for 100% WTS. However, the found value of 8×10^{-4} cm/s would be insufficient to act as a waterproofing agent in civil works, although also necessary to evaluate WTS-soil iterations. It is worth noticing that the variances found in the chemical analyzes and plasticity index between different studies expose the variability of WTS residue, due to the varied used methodologies and coagulants applied in water treatment processes, although WTS's chemical analysis exposes a high content of silicon, iron, aluminum and oxygen, as they are among the most common elements on earth (GOMES, 1986; RAMANAIDOU; WELLS, 2014).

4 | CONCLUSIONS

The results indicated the analyzed WTS does not meet the necessary parameters to act as a waterproofing material alone but has a great potential for incorporation with already used materials, such as in mixtures with clayey soils, which would attend the minimum hydraulic conductivity requirements for barriers - 10^{-7} cm/s - contributing for filling the voids due to its finer granulometry. However, a more in-depth study is needed regarding WTS-soil iterations and their hydraulic conductivities for further evaluation on the abovementioned minimum hydraulic requirements. Furthermore, the variability of WTS and its characteristics indicate the need for its constant evaluation for different possible applications. However, the addition of the analyzed WTS to the soil allows a finer granulometry and reduction in the weight due to its low specific weight. Also, a progressive reduction on plasticity indexes and possible pozzolanic characteristics occurrence were also stated. Thus, the study exposes a solid beginning for WTS valorization as a waterproofing material for earthworks. In addition, WTS introduction within soft soils seems to improve their geotechnical characteristics, contributing for a successful soil's reinforcement. Thus, properties improvement and environmental

impacts reduction generated by its *in-nature* disposal seems to be reachable, although further investigation is necessary over resistance and hydraulic performances.

ACKNOWLEDGEMENT

The work is supported by the projects UIDB/00195/2020 (FibEnTech) and UIDB/04035/2020 (GeoBioTec), both financed by the Foundation for Science and Technology (FCT-Portugal).

REFERENCES

ABNT. **NBR 6457 Amostras de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. [s.l.: s.n.].

ASTM. **ASTM D698- 12e2 Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Standard Effort (12 400 ft-lbf/ft³ (600 kN-m/m³))**. [s.l.: s.n.].

ASTM. **ASTM D854-14 Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer**. [s.l.: s.n.].

ASTM. **ASTM D6913-17 Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis**. West Conshohocken, PA, 2017.

ASTM. **ASTM D4318-17e1 Standard Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils**. [s.l.: s.n.].

ASTM. **ASTM D2216-19 Standard Test Methods for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass**. [s.l.: s.n.].

ASTM. **ASTM D2434-19 Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head)**. [s.l.: s.n.].

BAGRIACIK, Baki; GÜNER, Esra Deniz. An Experimental Investigation of Reinforcement Thickness of Improved Clay Soil with Drinking Water Treatment Sludge as an Additive. **KSCE Journal of Civil Engineering**, [S. l.], v. 24, n. 12, p. 3619–3627, 2020. DOI: 10.1007/s12205-020-0111-5.

DUFFY, D. P. **Landfill Economics - Getting Down to Business - Part 2**. 2016.

GANJIAN, Eshmaiel; CLAISSE, Peter A.; TYRER, Mark; ATKINSON, Alan. Selection of Cementitious Mixes as a Barrier for Landfill Leachate Containment. **Journal of Materials in Civil Engineering**, [S. l.], v. 16, n. 5, p. 477–486, 2004. DOI: 10.1061/(asce)0899-1561(2004)16:5(477).

GOMES, Celso. **Argilas: O que são e para que servem**. [s.l.: s.n.].

MONTALVAN, E. L. T. **Geotechnical properties of mixtures of water treatment sludge and residual lateritic soils from the State of São Paulo**. 2021. Universidade de São Paulo, [S. l.], 2021.

RAMANAIDOU, E. R.; WELLS, M. A. Sedimentary Hosted Iron Ores. In: **Treatise on Geochemistry**. 2. ed. [s.l.] : Elsevier, 2014. v. 13p. 313–355. DOI: 10.1016/B978-0-08-095975-7.01115-3.

SILVA, Flora Cristina Meireles. **Avaliação da capacidade reativa de solos residuais destinados à infiltração de águas residuais tratadas**. 2015. Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2015.

WOLFF, E.; SCHWABE, W. K.; LANDIM, A. B.; VITORINO, M. D.; DOS SANTOS, W. L. A Substituição de Argila por Lodo de ETA na Produção de cerâmica Vermelha. *In*: 51º CONGRESSO BRASILEIRO DE CERÂMICA 2007, Salvador, BA. **Anais [...]**. Salvador, BA.

ANÁLISE DA SEGURANÇA HÍDRICA ASSOCIADA ÀS BARRAGENS DE REJEITOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 17/07/2021

Ana Nery de Macedo Cadete

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – PE
<http://lattes.cnpq.br/4654709097466586>

Abmael de Sousa Lima Junior

Centro Universitário Mauricio de Nassau
Recife – PE
<http://lattes.cnpq.br/7862476035465489>

Roberta de Melo Guedes Alcoforado

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – PE
<http://lattes.cnpq.br/5318588954160014>

Marcelo Casiuch

Universidade Estadual do Rio de Janeiro -
ProfªÁgua
Rio de Janeiro – RJ
<http://lattes.cnpq.br/2091641640827334>

Andresa Dornelas de Castro

Universidade Federal de Pernambuco
Recife – PE
<http://lattes.cnpq.br/9934139202971953>

RESUMO: A mineração é uma atividade de grande importância para a economia brasileira, representando uma parcela importante na geração de recursos e contribuindo para o desenvolvimento do país. Contudo, as barragens construídas para conter os rejeitos de mineração podem ocasionar grande impacto sócio-hidro-

ambiental em caso de ruptura. Ante o exposto, é de fundamental importância a classificação destas barragens de acordo com seu risco estrutural e o dano potencial que podem causar, de maneira a identificar e priorizar as estruturas que mereçam maior atenção. Este estudo tem como objetivo analisar a segurança hídrica associada às barragens de rejeitos presentes no Nordeste Brasileiro e avaliar a implementação da Política Nacional de Segurança de Barragens em cada Estado, bem como identificar os desafios na atuação dos órgãos fiscalizadores.

PALAVRAS-CHAVE: Segurança Hídrica, Barragens de Rejeitos, Segurança de Barragens

ANALYSIS OF WATER SECURITY ASSOCIATED WITH TAILING DAMS IN THE NORTHEAST OF BRAZIL

ABSTRACT: Mining is an activity of great importance for the Brazilian economy, representing an important share in the generation of resources and jobs, and thus contributing to the country's development. However, dams built to contain mining tailings can have a major socio-hydro-environmental impact in the event of a rupture. In view of the foregoing, it is of fundamental importance to classify these dams according to their structural risk and the potential damage they can cause, in order to identify and prioritize the structures that deserve greater attention. This study aims to analyze the water security associated with tailings dams present in the Brazilian Northeast and evaluate the implementation of the National Dam Safety Policy in each State, as well as to identify the challenges

in the performance of inspection agencies.

KEYWORDS: water security, tailing dams, dam safety

1 | APRESENTAÇÃO

Devido a sua extensão territorial e à grande diversidade geológica, o Brasil tem a mineração como uma atividade de grande importância para a economia do país. De acordo com o Ministério das Minas e Energia, o setor mineral fechou 2019 com superávit de US\$ 21,9 bilhões e representou 20,8% dos US\$ 224 bilhões em bens exportados pelo país.

Por outro lado, as barragens de rejeito utilizadas pelas empresas para conter os resíduos de mineração podem causar impactos socioambientais catastróficos, como exemplo dos acidentes ocorridos no estado de Minas Gerais nas últimas décadas.

Segundo o último Relatório de Segurança de Barragens (2018), o Brasil possui 802 barragens de contenção de rejeitos (Figura 1). Uma quantidade expressiva destas barragens (359) se encontra em Minas Gerais e, em seguida, os estados com maior número de barragens de rejeitos são Pará e São Paulo, com 104 e 71 barragens, respectivamente.

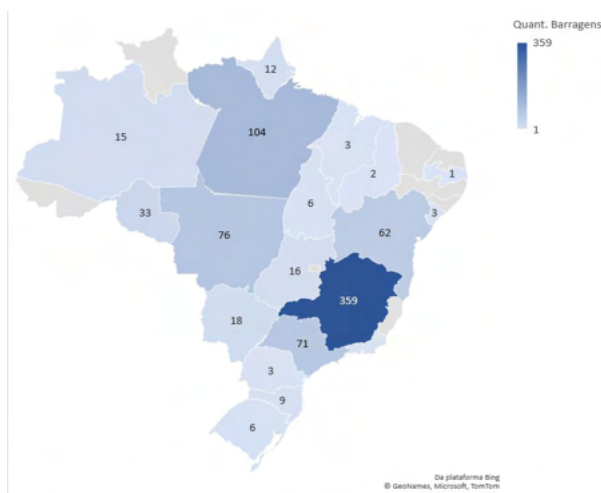


Figura 1 - Quantidade de Barragens de Rejeitos de Mineração por Estado (Brasil)

Para este trabalho, foram selecionadas as 71 barragens de contenção de rejeitos presentes no Nordeste Brasileiro, distribuídas nos estados da Bahia, Maranhão, Paraíba, Piauí e Sergipe. O estudo teve como objetivo a análise da segurança hídrica associada a estas barragens, através da classificação em relação à segurança dessas estruturas utilizando o indicador do Índice de Segurança Hídrica – ISH da Agência Nacional de Águas – ANA.

2 | BARRAGENS DE REJEITOS NO NORDESTE BRASILEIRO

A mineração é uma atividade econômica tradicional na região Nordeste, mais de 50% desses estabelecimentos minerários têm mais de 20 anos de funcionamento. A poluição da água se configura como importante impacto negativo da mineração no ecossistema local, sendo um desafio para a região (FERNANDES *et al.*, 2014). Contudo, de acordo com MINÉRIOS & MINERALES (2018), aparecem entre as 600 maiores minas do Brasil: Mina do Rio (SE), Usina Rica (CE), Miramar (PB), Mina Ipueira (BA), Pedrinhas (BA), Angico dos Dias (BA), Guaju (PB), Fazenda Casa de Pedra (PE), Jacobina (BA), Malvinas e Cobráulica (MA), Piaba (MA), Santo Antônio (BA), Civil Pedreira (BA), Aratu (BA), OCS (CE), Vanádio de Maracás (BA), Brejuí (RN) e Olho D'Água dos Coqueiros (BA).

Com relação as barragens de rejeitos, o Relatório de Segurança de Barragens da Agência Nacional de Águas – ANA, relativo ao ano de 2018, indica que o Nordeste possui 71 barragens deste tipo, sendo 62 na Bahia, três no Maranhão e em Sergipe, duas no Piauí e uma na Paraíba.

Já no Cadastro Nacional de Barragens de Mineração da Agência Nacional de Mineração – ANM (ANM, 2019), responsável pela fiscalização das barragens de mineração, sendo ela a entidade outorgante de direitos minerários para fins de disposição final ou temporária destes rejeitos, indica-se que o Nordeste possui 58 barragens de rejeitos. Porém, mais de 70% dessas barragens não se encontram inseridas na Política Nacional de Segurança de Barragens – PNSB (estabelecida pela Lei Nº 12.334, de 2010). A Bahia possui a maior quantidade de barragens de rejeitos de mineração (50), porém apenas 15 delas estão inseridas na PNSB. Sergipe possui três barragens, sendo duas delas inseridas na PNSB. Por fim, o Maranhão possui duas, a Paraíba uma e o Piauí duas barragens cadastradas na ANM, porém nenhuma delas está inserida na PNSB. Não há barragens cadastradas nos estados do Ceará, Alagoas, Rio Grande do Norte e Pernambuco.

De forma a contemplar o maior número de barragens no Nordeste na análise desse trabalho, foi realizada uma comparação dos registros das barragens da ANM e da ANA. Todos os registros apresentados no Cadastro Nacional de Barragens de Mineração (ANM, 2019) já correspondem às barragens do Relatório de Segurança de Barragens – RSB (ANA, 2018). Dessa forma, as barragens de rejeitos selecionadas para este trabalho foram aquelas que compuseram o RSB.

2.1 Categorias de riscos e dano potencial associado

As barragens de rejeitos representam uma potencial fonte de poluição importante, portanto sua construção, desde a escolha da localização até o fechamento, incluindo a descaracterização e descomissionamento das estruturas, deve seguir as normas ambientais e os critérios econômicos, geotécnicos, estruturais, sociais e de segurança e risco (ERAZO LOZANO, F. A., 2006).

No Brasil, as barragens são regulamentadas pela Lei nº 12.334, de 20 de setembro

de 2010. Essa lei estabeleceu a Política Nacional de Segurança de Barragens – PNSB, destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais. Para que uma barragem seja inserida nessa política, é necessário que ela apresente pelo menos uma das seguintes características: Altura do maciço, contada do ponto mais baixo da fundação à crista, maior ou igual a 15 m (quinze metros); Capacidade total do reservatório maior ou igual a 3.000.000 m³ (três milhões de metros cúbicos); Reservatório que contenha resíduos perigosos conforme normas técnicas aplicáveis; Categoria de dano potencial associado, médio ou alto, em termos econômicos, sociais, ambientais ou de perda de vidas humanas.

A classificação das barragens de rejeitos de mineração deve ser feita pelo seu agente fiscalizador, a ANM, que é vinculada ao Ministério de Minas e Energia - MME. A classificação é realizada por categoria de risco (CRI) em alto, médio ou baixo e é feita em função das características técnicas, do estado de conservação do empreendimento, do atendimento ao Plano de Segurança da Barragem e da categoria de dano potencial associado (DPA) à barragem, bem como em função do potencial de perdas de vidas humanas e dos impactos econômicos, sociais e ambientais decorrentes da ruptura da barragem (NEVES, 2018).

Essa classificação é extremamente relevante por diversos motivos, dentre eles, destaca-se o norteamento dado ao governo e ao empreendedor a respeito de suas barragens que estejam com maior probabilidade de ruptura. Além disso, ajuda a cumprir os objetivos, previstos na legislação, relacionados com a redução da possibilidade de acidentes, em coligir informações que subsidiem o gerenciamento da segurança de barragens e o fomento à cultura de gestão de riscos (PEREIRA, O. F. M, 2016).

2.2 Análise de segurança hídrica pela metodologia do PNSH

Para a análise dos riscos ambientais decorrentes de rompimentos de barragens de rejeitos de mineração foi utilizada a metodologia proposta pelo Plano Nacional de Segurança Hídrica – PNSH, demonstrada através do Índice de Segurança Hídrica – ISH, desenvolvido através dos dados obtidos em estudos realizados pela ANA e outros órgãos, e com a aplicação na escala das otobacias desenvolvidas pela ANA.

O Índice de Segurança Hídrica foi concebido para retratar, com simplicidade e clareza, os diferentes graus de segurança hídrica, incorporando o conceito de risco aos usos da água, sendo estruturado em quatro dimensões: Humana, Econômica, Ecológica e de Resiliência (PNSH, 2019).

A presença de barragens de rejeitos de mineração e os possíveis impactos associados ao seu rompimento para os trechos de jusante compõem o indicador de Segurança de barragens de rejeitos de mineração (PNSH, 2019), advindo da dimensão ecológica, selecionado neste trabalho, que considera os danos potenciais nos trechos de jusante decorrentes de um eventual rompimento das barragens, baseado na avaliação de sua condição de segurança. De acordo com esse indicador, para a classificação de Risco Estrutural e Dano

Potencial, o nível de segurança hídrica varia apenas de 1 a 3, considerando que não existe uma condição de alta segurança para o ecossistema na presença de barragens de rejeitos. Essa classificação é apresentada na Tabela 1.

Risco Estrutural	Dano Potencial (Impacto)		
	Baixo	Médio	Alto ou sem informação
Baixo	3	3	2
Médio	3	2	1
Alto ou sem informação	2	1	1

Tabela 1 - Grau da Segurança Hídrica (Riscos Associados a Barragens de Rejeitos).

Foram utilizadas as informações de Categoria de Risco (relacionado a características estruturais da barragem) e Dano Potencial Associado (impacto causado por um eventual rompimento) apresentadas no Relatório de Segurança de Barragens da ANA, relativo ao ano de 2018, apenas para as barragens de rejeitos selecionadas.

Seguindo a metodologia do Índice de Segurança Hídrica do PNSH, com o grau de segurança definido e atualizado para as barragens e a partir da ottobacia em que cada barragem se localiza, foram replicados os valores para cada uma das ottobacias de jusante, até a foz do curso d'água barrado. Também foi adotado o valor mais crítico de segurança para os trechos com mais de uma barragem a montante e nulo para os trechos de rios sem influência de barramentos a montante.

3 I CLASSIFICAÇÃO DOS ESTADOS EM RELAÇÃO À SEGURANÇA DE BARRAGENS DE REJEITOS

O resultado do ISH para a Segurança das barragens de rejeitos selecionadas, tendo como base as ottobacias da base hidrográfica BHO2013 e tendo em vista o horizonte de planejamento do PNSH no Cenário 2035, é apresentado na Figura 2.

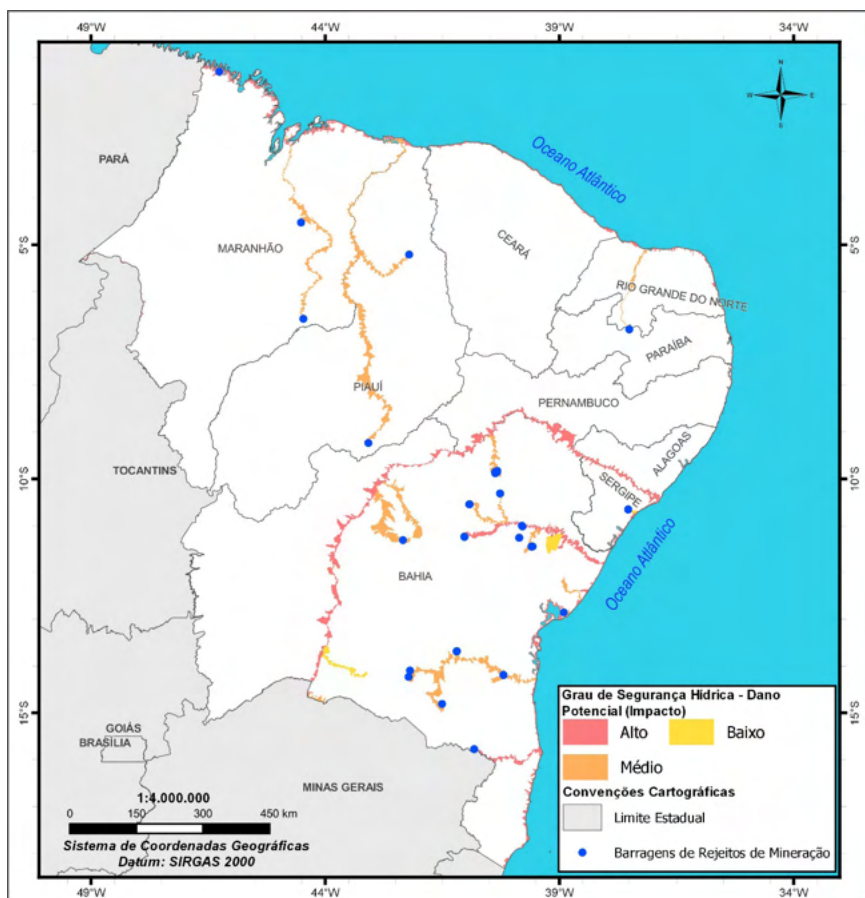


Figura 2 - Grau de Risco Associado a Barragens de Rejeitos de Mineração.

Observa-se que a Bahia é o estado mais afetado em relação aos riscos à segurança hídrica associados a barragens de rejeitos de mineração, pois além de comportar o maior número de barragens deste tipo na região, pode vir a receber em primeiro lugar os impactos advindos de um potencial dano em barragens de rejeitos existentes na bacia mineira do São Francisco. Destacam-se também o Piauí e o Maranhão, que apresentam um médio grau de segurança hídrica com relação às captações existentes nos rios que drenam os cursos d'água onde estão localizadas as quatro barragens de rejeito inventariadas, dentre eles o Parnaíba, importante manancial de abastecimento d'água de diversos municípios nesses dois estados e cujo delta é uma Área de Proteção Ambiental (APA) muito valorizada pelo ecoturismo na região.

4 | POLÍTICAS ESTADUAIS DE SEGURANÇA DE BARRAGENS

A implementação da PNSB está ocorrendo gradativamente, mas merece mais

atenção e empenho de todos os atores, já que os cadastros ainda não refletem o total de barragens existentes no país e para a maioria das barragens ainda não se sabe se estão ou não submetidas à PNSB. Além disso, há pouco avanço na classificação, no Plano de Segurança de Barragens - PSB, no Plano de Ação de Emergência - PAE e na fiscalização dessas estruturas (ANA, 2019).

A seguir, tem-se um resumo sobre como os Estados vêm se estruturando para atender à Lei Federal nº 12.334/2010 e os desafios da atuação dos órgãos fiscalizadores.

- **Bahia**

No Estado da Bahia, o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA é a entidade fiscalizadora da Lei 12.334/2010. Até meados de 2018 o Estado só possuía regulamentação para PSB, Inspeção de Segurança Regular – ISR e RPSB. Porém, através da Portaria Nº 16.481 e da Portaria Nº 16.482, de 11 de julho de 2018, o Estado regulamentou todos os itens de que trata a referida lei.

Entre as dificuldades para cumprimento da Lei 12.334/2010 na Bahia estão a estrutura organizacional, os processos licitatórios extremamente demorados, os altos custos envolvidos e a implantação e operação de sistemas de alerta realizada pelo Empreendedor que não tem a expertise necessária (EMBASA, 2018).

- **Sergipe**

O estado de Sergipe vem se estruturando com a regulamentação da lei nº 12.334/2010, com a regularização das barragens que se enquadram na PNSB, com o levantamento detalhado das barragens por bacia hidrográfica utilizando geotecnologias e com o apoio aos empreendedores através do Programa Águas de Sergipe.

Em Sergipe, o órgão fiscalizador de segurança de barragens é a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH/SE, que publicou a Portaria SEMARH Nº 58 de 18/12/2017, regulamentando a Lei Federal nº 12.334/2010 no estado. A Portaria SEMARH Nº 57, também de 18/12/2017, estabelece a classificação das barragens por categoria de risco, por dano potencial associado e pelo volume.

- **Maranhão**

O órgão fiscalizador de segurança de barragens no Estado do Maranhão é a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão – SEMA/MA, que regulamentou a Lei federal através da Portaria SEMA Nº 132 de 29/12/2017, conforme Art. 8º, 9º, 10, 11 e 12 da Lei nº 12.334/2010.

- **Piauí**

No Estado do Piauí, o órgão fiscalizador de segurança de barragens é a Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMAR/PI. O Estado anda não possui regulamentações de PSB, inspeções especiais, RPSB e PAE. A Portaria SEMAR Nº 2 de 06/01/2016 estabelece a periodicidade, qualificação da equipe responsável, conteúdo

mínimo e nível de detalhamento apenas das inspeções de segurança regulares de barragens, conforme Art. 9º da Lei Federal 12.334/2010.

Em 2018, durante o II Encontro de Segurança de Barragens da Região Nordeste, a SEMAR indicou como ações pretendidas o Decreto regularizando os Art. 8º, 9º e 10º da PNSB e Portarias para regularizar as barragens quanto à outorga de uso e licenciamento ambiental.

• Paraíba

Até ano passado o Estado não possuía regulamentação para PAE para atender integralmente à Lei 12.334/2010. Através da Resolução 002 de 28/03/2019, a Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA, que é o órgão fiscalizador estadual de segurança de barragens regulamentou os Art. 8º, 9º, 10, 11 e 12 que estabelece a PNSB.

De acordo com a AESA (2018), os principais desafios de sua atuação é a regularização retroativa das barragens, quantidade de barragens na dominialidade estadual, estruturação, institucionalização e atualização do sistema do órgão e a fiscalização da Secretaria de Estado da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia – SEIRHMACT e do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS.

Na Tabela 2 é apresentado um resumo da Regulamentação Estadual da Lei 12.334/2010.

UF	Órgão Fiscalizador	PSB	Inspeções de Segurança		RPSB	PAE
			ISR	ISE		
BA	INEMA	Portaria nº 16.481/2018	Portaria nº 16.482/2018	Portaria nº 16.482/2018	Portaria nº 16.481/2018	Portaria nº 16.481/2018
SE	SEMARH	Portaria nº 58/2017	Portaria nº 58/2017	Portaria nº 58/2017	Portaria nº 58/2017	Portaria nº 58/2017
MA	SEMA	Portaria nº 132/2017	Portaria nº 132/2017	Portaria nº 132/2017	Portaria nº 132/2017	Portaria nº 132/2017
PI	SEMAR	-	Portaria nº 2/2016	-	-	-
PB	AESA	Resolução 002/2019	Resolução 002/2019	Resolução 002/2019	Resolução 002/2019	Resolução 002/2019

Tabela 2 - Regulamentação Estadual da Lei 12.334/2010.

5 | CONCLUSÃO

Deve-se considerar que, com a publicação da Lei Federal 12.334/2010, o Brasil deu um passo muito importante na área de segurança de barragens de rejeitos, porém há

pouco avanço nos instrumentos da PNSB e deficiências na governança para coordenar a atuação dos diversos órgãos estaduais.

Certos Estados ainda carecem de regulamentação da legislação de segurança de barragens, ressaltando-se que, apesar de alguns possuírem poucas ou nenhuma barragem de contenção de rejeitos, podem vir a sofrer graves consequências em sua segurança hídrica, advindas de possíveis rompimentos de barragens deste tipo implantadas em Estados vizinhos.

De um modo geral, a Região Nordeste ainda precisa muito avançar no âmbito da Segurança de Barragens, através da sensibilização dos Governos Estaduais, da conscientização dos empreendedores quanto à importância da PNSB, do monitoramento e fiscalização das barragens, do apoio aos empreendedores para o estabelecimento de mecanismos financeiros para viabilizar a elaboração dos PSBs e PAEs, da contratação de profissionais qualificados, além da necessidade de cada Estado buscar uma real integração com os programas apoiados pela ANA na região.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2013). **Base Hidrográfica Ottocodificada – BHO2013**. Brasília – DF. Disponível em: <https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2019). **Plano Nacional de Segurança Hídrica 2019**. Brasília: ANA, 2019. 116 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/pnsh/pnsh.pdf>. Acesso em: jul. 2020, 24.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2019). **Segurança de Barragens na Bacia do Rio Grande** in Seminário de Segurança de Barragens na Bacia do Rio Grande, Ribeirão Preto. Jun. 2019, 26.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (2018). **Relatório de Segurança de Barragens 2018**. Brasília: ANA, 2019. 103 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO (2019). **Cadastro Nacional de Barragens de Mineração**. Brasília: ANM, 2019. 7 p.

EMPRESA BAHIA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (2018). **Aspectos de Segurança de Barragens frente à Lei nº 12.334/2010, 2018, 19p.**

ERAZO LOZANO, F. A. **Seleção de locais para barragens de rejeitos usando o método de análise hierárquica**. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. São Paulo – SP, 128 p.

FERNANDES, F. R. C. (Ed.); ALAMINO, R. C. J. (Ed.); ARAUJO, E. R. (Ed.). (2014). **Mineração na Região Nordeste do Brasil: quadro atual e perspectivas**, in *Recursos Minerais e Sociedade: impactos humanos – socioambientais - econômicos*. CETEM/MCTI, 2014. Rio de Janeiro – RJ, pp. 117 – 123

MINÉRIO & MINERALES (2018). **600 minas brasileiras**. Revista Minérios e Minerais 397, pp. 40-59. Disponível em: https://revistaminerios.com.br/wp-content/uploads/2019/07/MM397_finalbx-40-59.pdf. Acesso em: jul. 2020, 24.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (2019). **Setor mineral registra superávit de US\$ 21,9 bilhões em 2019**. Disponível em: http://www.mme.gov.br/web/guest/todas-as-noticias/-/asset_publisher/pdAS9lcdBICN/content/setor-mineral-registra-superavit-de-us-21-9-bilhoes-em-2019?inheritRedirect=false&redirect=http%3A%2F%2Fwww.mme.gov.br%2Fweb%2Fguest%2Ftodas-as-noticias%3Fp_p_id%3D101_INSTANCE_pdAS9lcdBICN%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D1. MME, 2019. Acesso em jul. 2020, 24.

NEVES, L. P. (2018). **Segurança de Barragens – Legislação Federal Brasileira em Segurança de Barragens Comentada**. Brasília. 2018.

PEREIRA, O. F. N. (2016). **Análise da metodologia atual para classificação de barragens de contenção de rejeitos no Brasil, quanto ao critério de categoria de risco**. Dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico da Vale, 2016. Belém – PA, 52 p.

OTIMIZAÇÃO E VALIDAÇÃO DE METODOLOGIA QUECHERS-CLAE/FL PARA A DETERMINAÇÃO DO ANTIBIÓTICO TETRACICLINA EM CAMA DE AVIÁRIO

Data de aceite: 01/10/2021

Data de Submissão: 10/09/2021

Ismael Laurindo Costa Junior

Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
Câmpus Medianeira
Medianeira – PR
<http://lattes.cnpq.br/8830429960630659>

Letícia Maria Effting

Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
Câmpus Medianeira
Medianeira – PR
<http://lattes.cnpq.br/6204146572736247>

Luciane Effting

Universidade Estadual de Londrina – UEL
Londrina – PR.
<http://lattes.cnpq.br/2910573141538159>

RESUMO: A cama de frango é um dos principais resíduos gerados na avicultura e sua principal destinação é o aproveitado como fertilizantes para solos cultiváveis. Dessa forma, pode contribuir para a dispersão de poluentes emergentes como os antibióticos residuais. O objetivo desse estudo foi adaptar, otimizar e validar um método QuEChERS/CLAE-FL para extração e quantificação do antibiótico tetraciclina (TCT) em cama de aviário. No desenvolvimento da metodologia foi aplicado um planejamento fatorial 2^3 inicial e na otimização o delineamento composto central rotacional (DCCR) 2^3 . As variáveis estudadas massa MgSO_4 , massa de NaCl e volume de H_2O . Aliquotas da matriz cama

de aviário foram fortificadas com solução padrão de TCT e posteriormente submetidas as etapas de extração e detecção pelo método em estudo. A avaliação dos planejamentos experimentais considerou a análise de variância (ANOVA) e o estudo da falta de ajuste ao nível de 95% de confiança para o modelo quadrático. Na validação foram avaliados os parâmetros de desempenho efeito matriz, linearidade, seletividade, precisão, exatidão, limite de detecção e quantificação. O modelo quadrático ajustou-se satisfatoriamente aos dados, sugerindo que a melhor condição para a recuperação da TCT em cama de aviário foi a combinação de 2,96 g de MgSO_4 , 1,02g de NaCl e 9,57 mL de H_2O , com recuperação prevista de 100,53%. O método apresentou linearidade, seletividade e exatidão adequada, com recuperações médias de 99,3% do analito estudado. O valor obtido de limite de detecção é de $20 \mu\text{g L}^{-1}$ e de limite de quantificação de $60 \mu\text{g L}^{-1}$. A validação realizada permitiu considerar que o método QuEChERS-CLAE/FL é satisfatório e apresenta as características de desempenho necessárias, sendo adequado para a pesquisa de resíduos de TCT em cama de aviário.

PALAVRAS-CHAVE: Poluentes emergentes. Antibióticos. Métodos analíticos. Delineamentos experimentais. Validação analítica.

OPTIMIZATION AND VALIDATION OF THE QUECHERS-HPLC/FL METHODOLOGY FOR THE DETERMINATION OF TETRACYCLINE IN POULTRY LITTER

ABSTRACT: Chicken litter is one of the main residues generated in poultry farming and its main destination is used as fertilizer for arable soils.

Thus, it can contribute to the dispersion of emerging pollutants such as residual antibiotics. The aim of this study was to adapt, optimize and validate a QuEChERS/HPLC-FL method for extraction and quantification of tetracycline antibiotic (TCT) in aviary litter. In the development of the methodology an initial 2^3 factorial design was applied and, in the optimization, the central composite rotational design (DCCR) 2^3 . The studied variables were MgSO_4 mass, NaCl mass and H_2O volume. Aliquots of the poultry bed matrix were fortified with standard TCT solution and later submitted to the extraction and detection steps by the method under study. The evaluation of the experimental designs considered the analysis of variance (ANOVA) and the study of the lack of adjustment at the 95% confidence level for the quadratic model. In the validation, the matrix effect performance parameters, linearity, selectivity, precision, accuracy, detection limit and quantification were evaluated. The quadratic model fits the data satisfactorily, suggesting that the best condition for TCT recovery in poultry litter was the combination of 2.96 g of MgSO_4 , 1.02 g of NaCl and 9.57 mL of H_2O , with recovery forecast of 100.53%. The method presented adequate linearity, selectivity, and accuracy, with mean recoveries of 99.3% of the studied analyte. The detection limit value obtained is $20 \mu\text{g L}^{-1}$ and the quantification limit $60 \mu\text{g L}^{-1}$. The validation performed allowed to consider that the QuEChERS-HPLC/FL method is satisfactory and presents the necessary performance characteristics, being suitable for the research of TCT residues in aviary litter.

KEYWORDS: Antibiotics. Analytical methods. Experimental designs. Analytical validation.

1 | INTRODUÇÃO

A contaminação de recursos naturais principalmente por compostos xenobiontes tem levantado preocupações ambientais quanto a ocorrência das substâncias denominadas poluentes ou contaminantes orgânicos emergentes (POEs). Estes são compostos de origem sintética ou natural, dos quais os efeitos e a presença no ecossistema ainda são poucos conhecidos, e assim não integram os programas de monitoramento, e tão pouco estão inseridos em normativas e legislações de controle ambiental (PAVITHRA et al., 2021; NATARAJAN et al., 2021; PRASANNAMEDHA et al., 2021). São considerados poluentes emergentes substâncias empregadas em produtos de limpeza e higiene pessoal, compostos utilizados na produção de resinas e plásticos, fármacos como analgésicos, antibióticos, anti-inflamatórios, hormônios sintéticos, os hormônios naturais, entre outros (RATHI et al., 2021; GAVRILESCU et al., 2015).

Os fármacos são considerados contaminantes emergentes pois suas moléculas são biologicamente ativas, a grande maioria possui características lipofílicas e frequentemente apresentam baixa biodegradabilidade, além de grande potencial de persistência ou pseudo-persistência no meio ambiente (AMÉRICO et al., 2013). Essas substâncias não têm limites ambientais estabelecidos e pouco se conhece sobre processos de transformação nas matrizes ambientais e os possíveis efeitos que podem ocasionar (PAVITHRA et al., 2021; NATARAJAN et al., 2021; PRASANNAMEDHA et al., 2021).

Produtos farmacêuticos são amplamente utilizados tanto na medicina humana

quanto na veterinária, onde se destinam ao tratamento de doenças infecciosas ou como aditivos alimentares. A quantidade do fármaco excretado pelos organismos animais varia com tipo de substância, a dosagem, a idade e a espécie, entre outros fatores. Dependendo das circunstâncias, cerca de 95% dos ingredientes ativos administrados aos animais podem ser integralmente eliminados, sem sofrer metabolização no organismo e mesmo quando a molécula é metabolizada, alguns produtos de degradação podem permanecer bioativos (PANDEY, et al. 2021; PAVANI, 2011; FIGUEIREDO, 2015; REGITANO; LEAL, 2010).

A produção de animais de forma intensiva contribui para a dispersão destes compostos no meio ambiente em grande quantidade, uma vez que durante o processo de criação são realizadas várias aplicações de medicamentos. A criação de aves de corte de forma intensiva é feita em galpões conhecidos como aviários. Neste tipo de criação é possível o manejo de grande quantidade de aves por lotes, que geralmente variam de 30 a 45 dias, e geram grande quantidade de resíduo conhecido como cama de aviário, cama de frango, ou esterco (PANDEY, et al. 2021; FIGUEIREDO, 2015).

A cama de aviário é o material constituído pelas dejeções e penas das aves, restos de rações e pelo material orgânico absorvente da umidade usado sobre o piso do galpão, sendo que este pode ser muito diverso, casca de arroz, casca de amendoim, maravalha de madeira, papel entre outros (PANDEY, et al. 2021; GARCIA et al., 2012). Durante o ciclo de produção, as dejeções dos animais são misturadas ao material usado como substrato e, no final do ciclo, obtém-se a cama de aviário, que pode ser retirada ou reaproveitada no lote seguinte, sendo manejada para controlar o nível de umidade, a produção de pó, exposição a agentes transmissores de doenças e prevenção a proliferação de insetos (GARCIA et al., 2012; FIGUEIREDO, 2015).

A principal forma de aproveitamento deste substrato é como adubo para solos cultiváveis. Contudo, do ponto de vista ambiental, há restrições ao aproveitamento deste resíduo, pois este pode ser um poluente do solo e das águas superficiais e subterrâneas devido aos resíduos de medicamentos que podem estar presentes neste substrato, além de outros poluentes convencionais. A detecção de antibióticos em matrizes ambientais vem sendo reportada em diversos estudos (Tabela 1) e pode ocasionar o aparecimento de microrganismos resistentes. Tal fato, representa um problema de saúde pública, uma vez que aumentam o número de doenças infecciosas sem tratamento, que demandam de novos compostos de amplo espectro e consequentemente mais caros (LOUREIRO et al., 2016; JANSEN et al., 2019).

Os antibióticos constituem uma classe de fármacos de extrema importância para a saúde, são usados extensivamente na medicina com finalidade de prevenir ou tratar infecções microbianas. Dentre eles, encontra-se a classe das tetraciclínas, que correspondem à maior categoria de fármacos utilizados na medicina humana e veterinária, para fins terapêuticos ou de profilaxia (OCAMPO-PEREZ et al., 2012).

Este antibiótico é amplamente utilizado tanto na medicina humana quanto veterinária,

por causa do seu amplo espectro de ação e de suas vantagens financeiras. Também é utilizada como aditivo na alimentação de animais confinados para aumentar a taxa de crescimento deles. Considerando que absorção da tetraciclina é de 60 a 80%, a substância não metabolizada é eliminada pelas fezes e urina, e sem o devido tratamento de remoção podem ser inseridas como poluente de matrizes ambientais (ADDAMO et al., 2005; JAVID et al., 2016; OKA; ITO; MATSUMOTO, 2000).

Antibiótico	Concentração	Amostras	Deteccão analítica	Referência
Clortetraciclina e 4-epi-clorotetraciclina	179,45 µg kg-1 (Após 25 dias sem tratamento)	Excrementos de frangos de corte	CLAE-MS	Yévenes et al., (2018).
Tetraciclina	160 a 763 µg kg-1	Excrementos de frangos	CLAE-UV	Alavi et al., (2015),
Tetraciclina	0,64 a 5,68 µg L-1	Água superficial, efluente sanitário bruto e efluente sanitário tratado	CLAE-DAD	Agunbiade e Moodley, (2014).
Monensina Salinomicina e Narasina	4000 a 22000 µg kg-1 230 a 4000 ug kg-1	Cama de frango	CLAE-MS	Sun et al., (2013).
Monensina Lasalocida Salinomicina Narasina	97,8 µg kg-1 19,2 µg kg-1 70,0 µg kg-1 57,3 µg kg-1	Cama de frango	CLAE-MS	Biswas et al, (2012).

CLAE-MS: Cromatografia líquida com espectrometria de massa;

CLAE-UV: Cromatografia líquida com detector de arranjo de fotodiodos;

CLAE-DAD: Cromatografia líquida com detector de arranjo de diodos.

Tabela 1. Concentrações de fármacos detectados em matrizes ambientais.

Considerando o risco da inserção desses poluentes no ambiente, novos métodos de extração passaram a ser desenvolvidos. Métodos de extração de multiresíduos, como o método QuEChERS, que é acrônimo para *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe*, representando suas principais características, por ser considerado rápido, fácil, de baixo custo, eficiente, robusto e seguro, foi proposto por Anastassiades et al., em 2003, criado inicialmente para a detecção de resíduos de pesticidas em frutas e vegetais, aliado aos avanços nas técnicas analíticas cromatográficas de detecção e quantificação oportunizaram estudos de determinação de fármacos e outros compostos em diversas matrizes mesmo que em concentrações muito pequenas.

O método QuEChERS quando comparado com os métodos tradicionais de extração padrão, apresenta as vantagens de uma alta taxa de recuperação do analito, alta precisão e exatidão que podem ser calibradas pelo método de padrão interno, uma ampla quantidade de

compostos que podem ser estudados, uma velocidade rápida de processamento de amostra, baixa quantidade de solvente, baixa poluição e o baixo preço da operação, além de ser um procedimento fácil com equipamentos simples (YAO et al., 2021).

Neste contexto, este trabalho teve por objetivo contribuir para o diagnóstico da contaminação de recursos ambientais por fármacos, por meio do desenvolvimento, otimização e validação das condições de extração da tetraciclina em cama de aviário avaliando as variáveis volume de solvente extrator, quantidade de cloreto de sódio e quantidade de sulfato de magnésio para o método QuEChERS e determinação por CLAE-FL (Cromatografia líquida de alta eficiência com detector de fluorescência).

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 REAGENTES, PADRÕES E SOLUÇÕES

O fármaco TCT foi adquirido na forma de padrão analítico (Sigma-Aldrich®) com pureza de $\geq 95,0\%$. Foram preparadas soluções estoque desse fármaco a 1000 mg L^{-1} , avolumadas em água ultrapura (Milli-Q), e conservadas a 4°C sob refrigeração, protegidas da luz. Para o desenvolvimento do método de extração QuEChERS utilizou-se Sulfato de magnésio P.A. (MgSO_4 , Didática®), Cloreto de sódio anidro P.A. (NaCl , Didática®), acetonitrila (CH_3CN , J.T.BAKER®) e água ultrapura (Milli-Q).

2.2 DETERMINAÇÕES POR CLAE-FL

Na análise dos extratos obtidos pelo método de extração QuEChERS para quantificação da foi utilizado um cromatógrafo líquido marca Dionex modelo “U3000” equipado com detector de fluorescência e coluna Acclaim™ 120 C18 de fase reversa ($4,6 \text{ mm} \times 250 \text{ mm}$, $5 \mu\text{m}$). A fase móvel utilizada foi uma mistura de água ultra-pura e trietilamina ($0,1 \%$) e acetonitrila, na proporção 90: 10 ($\% \text{ v/v}$), com vazão de 1 mL min^{-1} . O sinal analítico da tetraciclina foi selecionado por meio da varredura espectral dos comprimentos de onda para absorção e emissão fluorescente do fármaco, usando uma solução padrão do analito.

Os parâmetros de comprimento de onda do detector de fluorescência foram 270 nm de excitação e 520 nm de emissão. A temperatura da coluna foi mantida em 35°C , com uma pressão 142 bar e o volume de amostra injetado foi de $20 \mu\text{L}$. A concentração do analito TCT nos extratos foi determinada por meio de calibração obtida pela da equação do ajuste linear (concentração *versus* área do pico) e a recuperação calculada pela Equação 1.

$$\% \text{Recuperação} = \frac{C_2}{C_1} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde C_1 é a concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ prevista com base na fortificação e avolumagem final e C_2 a concentração em $\mu\text{g mL}^{-1}$ determinada por meio do instrumental e da curva de

calibração.

2.3 OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE CAMA DE AVIÁRIO

Para o desenvolvimento do protocolo de extração do método QuEChERS e realização dos ensaios de validação analítica, foram empregadas alíquotas de cama de frango coletadas em aviários de aves de corte localizados no município de Medianeira – PR. Aproximadamente 1 kg de cama foi revolvido com auxílio de pá e enxada metálicas e acondicionado em pacote plástico previamente higienizado. No laboratório, as amostras foram secas em estufa a 80 °C por 24 h e peneiradas em malha de 53 μm , para melhor homogeneidade. Posteriormente, estocadas em frascos fechados e mantidos sob refrigeração em congelador.

Foram realizadas análises físico-químicas para determinação do teor de umidade, cinzas e matéria orgânica volátil, conforme metodologia do Instituto Adolfo Lutz (2008), além da densidade aparente. Os experimentos foram realizados em triplicata com amostras de cama *in natura* na faixa de 1 g. O ensaio da caracterização de umidade foi realizado pelo método de secagem direta em estufa a 105 °C pelo princípio de perda por dessecação. O teor de cinzas e de matéria orgânica volátil foi determinado por incineração com aquecimento da amostra a 550 °C em mufla.

A densidade aparente foi determinada por meio da relação peso/ volume da cama de aviário em uma proveta. As amostras foram introduzidas em proveta de 50 mL e foram submetidas a leves batidas laterais até não se observar mais variação no volume, e este foi medido. O conjunto foi pesado em balança analítica e o peso da proveta foi diminuído, para se obter a massa da amostra (LIMA; MARSHALL, 2005).

2.4 DESENVOLVIMENTO DO PROTOCOLO DE EXTRAÇÃO PELO MÉTODO QuEChERS

Os procedimentos para isolamento do analito foram baseados em extração pelo método QuEChERS e uso de tratamentos auxiliares e complementares baseados em agitação e centrifugação, avaliados por ferramentas quimiométricas. Aproximadamente 500 mg de amostra de cama de aviário foram inseridas em tubos Falcon e fortificadas com 100 μL da solução estoque de TCT 1000 mg L^{-1} . Após 24 h, para efetiva interação do analito com a matriz, acrescentaram-se os solventes água e acetonitrila, e realizou-se a homogeneização por 30 s, com auxílio do vórtex. Na sequência, acrescentaram-se os sais de QuEChERS (MgSO_4 e NaCl).

Tanto os solventes quanto os sais foram administrados nas quantidades definidas para os delineamentos experimentais em cada etapa. A homogeneização da mistura ocorreu por agitação em vórtex durante 1 min. Posteriormente, as amostras eram centrifugadas por 5 min a 2000 rpm. O extrato superior e orgânico foi colhido com micropipeta e limpo em filtro de seringa 0,22 μm (nylon, Chromafil®), para a quantificação do analito por CLAE-FL. O protocolo de extração também foi efetuado com alíquotas de cama de aviário sem fortificação

de TCT para a obtenção de brancos.

2.4.1 Otimização do protocolo de extração

Para o estudo da influência das variáveis envolvidas na recuperação do analito usando o método QuEChERS os fatores quantidade de MgSO_4 (g) e NaCl (g) e volume de H_2O (mL) foram as variáveis selecionadas. Inicialmente, elaborou-se um planejamento fatorial 2^3 com 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios (Tabela 2). Para otimização das condições o mesmo foi deslocado e expandido para um delineamento composto rotacional (DCCR) constituído de um fatorial 2^3 com dois níveis (-1 e +1), com 3 repetições no ponto central (0) e acrescidos os pontos axiais (-1,68 e +1,68), totalizando 17 ensaios (Tabela 2). A resposta utilizada foi o percentual de recuperação do analito para cada ensaio.

Variáveis Independentes	Níveis codificados e reais							
	Planejamento 2^3			DCCR				
	-1	0	+1	-1,68	-1	0	+1	+1,68
MgSO_4 (g)	2,5	4,0	5,5	0,98	2	3,5	5,0	6,02
NaCl (g)	0,5	1,0	1,5	0,16	0,5	1,0	1,5	1,84
H_2O (mL)	6,0	8,0	10,0	6,64	8,0	10,0	12,0	13,46

Tabela 2. Planejamentos fatorial inicial completo 2^3 e DCCR 2^3 para o QuEChERS.

O programa computacional *Statistica* 10.0 foi utilizado na análise estatística mediante ajuste de modelo aos dados experimentais, assim como a obtenção de curvas de níveis e a otimização. A validação do modelo mais adequado foi realizada com base na Análise da Variância (ANOVA) das regressões e verificação da falta de ajuste, a otimização foi realizada pela análise da superfície de resposta obtida com identificação das condições ótimas para a extração.

2.5 VALIDAÇÃO DO MÉTODO QuEChERS PARA DETERMINAÇÃO DE TCT EM CAMA DE AVIÁRIO

Após otimização do método QuEChERS onde foram obtidas as melhores condições para as variáveis quantidade de MgSO_4 e NaCl e volume de H_2O , triplicatas da matriz cama de aviário, secas e peneiradas, passaram pelo processo de extração (Figura 1).

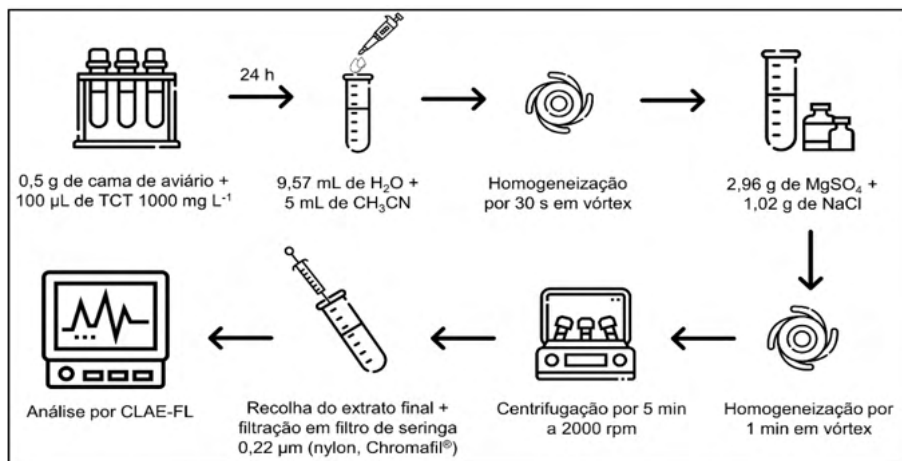


Figura 1. Protocolo de extração do método QuEChERS.

2.5.1 Estudo do Efeito Matriz

Para avaliar o efeito matriz sob a sensibilidade do método analítico foram obtidos extratos da amostra de cama de aviário. Foram preparadas duas curvas de calibração na faixa de 0,5 a 10,5 mg L⁻¹ do fármaco TCT com seis pontos em triplicata, usando na primeira os extratos da matriz cama de aviário contendo os componentes da extração QuEChERS e na segunda o solvente orgânico acetonitrila. Os coeficientes angulares obtidos para a matriz e o solvente, bem como a sua razão, foram considerados na avaliação do efeito matriz.

2.5.2 Validação do Método

A seletividade do método QuEChERS com determinação por CLAE-FL foi avaliada pela inspeção dos cromatogramas mediante a verificação da presença ou ausência de picos de compostos interferentes, eluídos no mesmo tempo de retenção do analito de interesse. A linearidade foi verificada mediante o preparo de curvas com seis pontos em triplicatas reais ($n = 3$) na faixa de 0,5 a 10,5 mg L⁻¹. Para a avaliação da linearidade foi aplicada a análise de regressão com ANOVA e teste de falta de ajuste ao nível de 95% de confiança usando software estatístico (Minitab 16.2.2).

Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) foram determinados através do desvio padrão do intercepto (Std) das curvas de calibração na presença da matriz e do coeficiente angular (m) (Eq. 2 e Eq. 3), de acordo com a IUPAC (LONG E WINEFORDNER, 1983), em que Std é o desvio padrão da leitura de dez brancos e m o coeficiente angular da curva analítica.

$$LD = \frac{3Std}{m} \quad \text{Equação 2}$$

$$LQ = \frac{10Std}{m} \quad \text{Equação 3}$$

Para o estudo da exatidão, triplicatas das amostras com aproximadamente 0,5 g de cama de aviário (n= 3) foram adicionadas a tubos Falcon e fortificadas com alíquotas da solução de trabalho em três níveis de concentração, 5,0 mg kg⁻¹, 50,0 mg kg⁻¹ e 95,0 mg kg⁻¹. Após, as amostras foram submetidas ao procedimento de extração e a concentração determinada por CLAE-FL. A exatidão foi calculada com base nas concentrações previstas e determinadas, sendo expressa em porcentagem (Eq. 4).

$$\%R = \frac{\text{Concentração medida} - \text{Concentração inicial}}{\text{Concentração fortificada}} \times 100 \qquad \text{Equação 4}$$

A precisão do método foi avaliada nos níveis de repetibilidade. Para tal, 0,5 gramas de amostra foi fortificada com 50,0 mg kg⁻¹ da solução de trabalho de TCT na concentração de 50 mg L⁻¹. Depois foram processadas segundo as condições otimizadas do protocolo proposto e as concentrações determinadas em duas bateladas (n= 6) em um mesmo dia para a repetibilidade. A avaliação ocorreu a partir do cálculo de desvio padrão relativo (*RSD*) ou coeficiente de variação (*CV*) (Eq. 5).

$$CV = \frac{S}{x} \times 100 \qquad \text{Equação 5}$$

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA MATRIZ CAMA DE AVIÁRIO E DO ANALITO TETRACICLINA

Diversos fatores influenciam na composição química e física da cama de aviário, desde o número de lotes criados na mesma cama, ao tipo de material utilizado como substrato, a idade de abate dos animais, a conversão alimentar e o tipo de alimentos dos frangos, a umidade do material absorvente, e as condições climáticas ocorridas durante o confinamento. Os parâmetros umidade, sólidos totais, cinzas e matéria orgânica volátil foram expressos em porcentagem são apresentados na Tabela 3. A densidade aparente determinada por meio da relação peso/volume da matriz em uma proveta, resultou em 0,45 g cm⁻³.

Parâmetro	Teor (%)
Umidade	20,03 %
Sólidos totais	79,97 %
Cinzas*	57, 06 %
Matéria orgânica volátil*	42,94 %

*Calculados sobre os sólidos totais.

Tabela 3. Características físico-químicas da matriz cama de aviário usada nos ensaios.

A matriz estudada apresentou umidade de 20,03%, porém dependendo das condições citadas este teor, como os demais, podem variar significativamente. A elevada fração de material a base de celulose e detritos que compõem a matéria orgânica pode favorecer a adsorção de compostos como os antibióticos e nutrientes presentes na excreta das aves e dessa forma atuar juntamente com o pH nos mecanismos de mobilidade quando a cama de aviário interage com o solo, água da chuva por exemplo (NEITZKE, 2010).

Na caracterização cromatográfica da TCT, a solução aquosa do fármaco apresenta uma banda máxima de absorção em 255 nm e uma banda máxima de emissão em 550 nm. Os valores de bandas máximos obtidos são próximos aos encontrados por Carloti et al., (2010) (banda de absorção máxima em 267 nm, e um faixa máxima de emissão em 520 nm), em um estudo sobre as propriedades de sete antibióticos derivados do grupo tetraciclina, dentre eles a tetraciclina, em solução aquosa e em diversos solventes orgânicos, como a acetonitrila, usando a técnica de detecção em fluorescência. A Figura 2 mostra o cromatograma obtido por CLAE-FL para o analito em solvente acetonitrila na concentração de 5 mg L⁻¹. O tempo de eluição da TCT para as análises foi de 2,1 minutos.

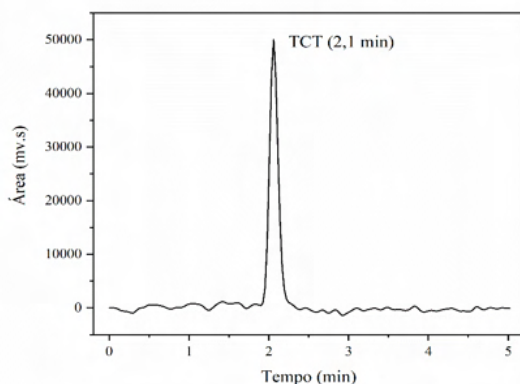
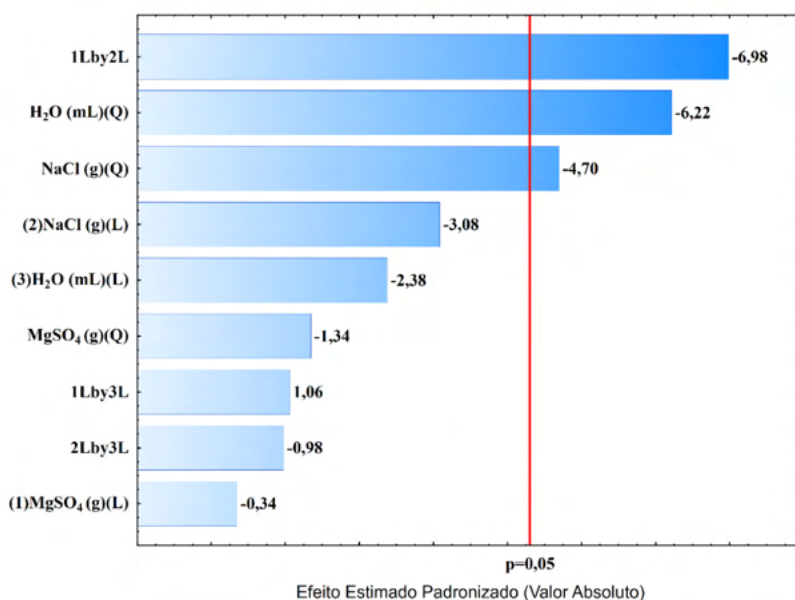


Figura 2. Cromatograma do tempo de eluição em solução padrão de TCT 5 mg L⁻¹ em absorção = 255 nm e emissão = 550 nm.

3.2 OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE EXTRAÇÃO PARA O MÉTODO QuEChERS

No Planejamento experimental fatorial 2³ inicial foi verificada melhor recuperação do analito com 5,5 g de MgSO₄, 1,5 g de NaCl e 10 mL de H₂O, com remoção de 130% da TCT. Visando à otimização das condições experimentais este delineamento foi expandido e deslocado para um DCCR (Tabela 2). Dos 17 ensaios executados, verificou-se melhor recuperação da TCT na condição de 2,0 g de MgSO₄, 1,5 g de NaCl e 8,0 mL de água, com recuperação prevista de 113%. Os dados experimentais foram ajustados ao modelo

quadrático segundo a metodologia de superfícies de resposta. O comportamento dos efeitos das variáveis estudadas, bem como as suas interações sobre a recuperação do fármaco TCT podem ser observadas por meio do Diagrama de Pareto (Figura 3).



(1) MgSO₄ (g), (2) NaCl (g), (3) H₂O (mL), (L) Linear e (Q) Quadrático.

Figura 3. Diagrama de Pareto para a recuperação (%) do fármaco TCT no QuEChERS pelo DCCR.

Na análise do Diagrama de Pareto foram significativos os efeitos da interação binária quantidade de MgSO₄ e NaCl, além das variáveis independentes quantidade de NaCl e volume de H₂O. A participação de sais no sistema de extração promove o efeito de *salting out* responsável pela melhor partição do analito para a fase orgânica devido a redução da solubilidade do mesmo na fase aquosa (PRESTES et al, 2009). Apesar de ser um efeito desejável, massas dos sais MgSO₄ e NaCl em níveis mais elevados prejudicaram a recuperação do analito na matriz cama de frango. Possivelmente, pela complexidade das amostras, compostos não desejáveis como os lipídicos também foram extraídos e interferiram nos processos, justificando os efeitos antagônicos observados.

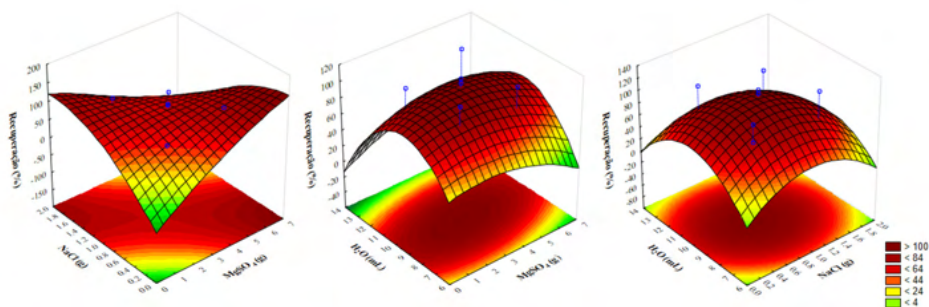


Figura 4. Superfície resposta para a recuperação (%) de TCT pelo método QuEChERS segundo o DCCR.

Para a avaliação do modelo quadrático pela ANOVA, observa-se na Tabela 4 que a razão do $F_{\text{cal}} = 3,2$ pelo $F_{\text{crit}} = 3,7$ para a regressão apresentou valor de 1,4 e, portanto, estatisticamente significativo para o modelo quadrático de remoção de TCT ao nível de significância de 95%, fato evidenciado pelo valor superior a 1.

Fonte de Variação	Soma Quadrática	Graus de Liberdade	Média Quadrática	F_{cal} (95%)	F_{crit} (95%)	$F_{\text{cal}}/F_{\text{tab}}$
Regressão (modelo)	12554	9	1395	3,2	3,7	1,4
Resíduos	3029	7	433	-	-	
Falta de Ajuste	2563	5	512	2,2	19,3	0,5
Erro Puro	466	2	233	-	-	-
Total	15583	16				

Tabela 4. ANOVA do modelo quadrático para eficiência de recuperação da TCT.

Também não foi observada significância para a falta de ajuste, uma vez que a razão $F_{\text{cal}}/F_{\text{crit}}$ para falta de ajuste foi inferior a 1. Na Figura 4, a área mais escura (vermelha) corresponde à região de máxima de resposta para o método QuEChERS segundo o modelo quadrático obtido, indicando os níveis de concentração dos fatores que proporcionaram maior recuperação do analito.

Observa-se que a eficiência de extração de TCT (%) apresentou valores entre 84 e 100%. A melhor condição foi obtida foram as massas de 2,96 g de MgSO_4 e 1,02 g de NaCl e o volume de 9,57 mL de água, com remoção prevista de 100,53%. Estes valores foram aplicados nos ensaios de validação do método QuEChERS proposto.

3.3 VALIDAÇÃO ANALÍTICA DO MÉTODO QuEChERS/CLAE-FL

3.3.1 Efeito Matriz

Amostras complexas apresentam influência significativa dos componentes da matriz

sobre o sinal analítico usado na etapa de quantificação. O efeito matriz investiga se há possíveis interferências, diminuição ou ampliação da resposta do instrumento, devido às substâncias que compõem a matriz da amostra. A simples inspeção da Figura 5a e b, revela diferenças entre as áreas dos picos cromatográficos dos analitos quando as soluções foram preparadas em extratos de amostras de cama de frango e em solvente orgânico acetonitrila. A razão entre o coeficiente angular da curva em extrato de cama de aviário e solvente (C/S) foi de 27,2.

Os valores da razão entre os coeficientes angulares quando maiores que 1,0 indicam efeito de matriz positivo, desse modo, a sensibilidade analítica para a TCT sofre aumento na presença dos componentes da matriz. Assim, aceitando a hipótese de que a matriz interfere o sinal analítico, na quantificação do analito recomenda-se calibração por adição de padrão ou a calibração por curva analítica na presença do extrato da matriz estudada.

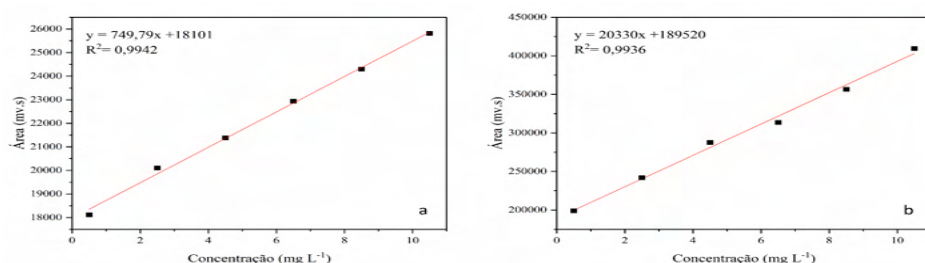


Figura 5. a) Curva analítica da TCT em acetonitrila; b) Curva analítica da TCT em extratos da matriz cama de aviário.

A seletividade do método foi avaliada pela comparação dos cromatogramas obtidos do solvente e do extrato da matriz cama de aviário sem a presença do analito, e da solução padrão de TCT em solvente e extrato da matriz de concentração 4,5 mg L⁻¹ (Figura 6).

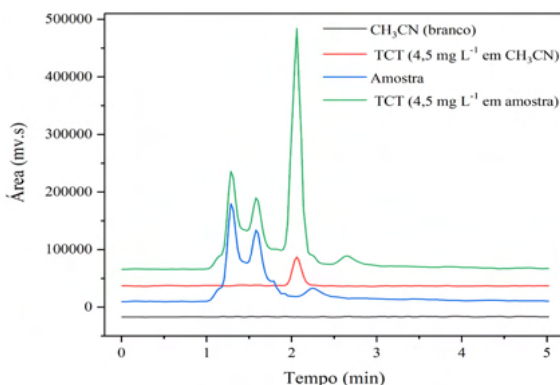


Figura 6. Cromatogramas de Seletividade para a TCT. Analito com eluição em 2,1 min.

A inspeção dos cromatogramas (Figura 6) mostra que não existem picos interferentes no tempo de retenção da TCT considerando a detecção por fluorescência com absorção em 255 nm e emissão em 550 nm, dessa forma, não há compostos que interferem na análise cromatográfica do fármaco estudado pelo protocolo de extração proposto e pela técnica de medição.

No estudo da linearidade verificou-se que a resposta do método QuEChERS na recuperação da TCT, na faixa trabalhada foi adequada para o analito na matriz em estudo, com um valor de R^2 de 99,3, significando que 99,3% da variação na eficiência de remoção da TCT é explicada pelo modelo. Na Tabela 5, encontram-se os parâmetros de calibração e análise da linearidade na presença da matriz cama de aviário.

Parâmetros de Regressão	Validação Linearidade				
	Regressão		Falta de ajuste		
Equação	R^2	$F_{\text{calculado}}$	p-Valor	$F_{\text{calculado}}$	p-Valor
Área=190729(±7195)+19580(±1110) [TCT]	99,3	310	0,0	2,1	0,1

$F_{\text{crítico}}$ (1; 22; 0,05) de regressão = 7,95; $F_{\text{crítico}}$ (4;18; 0,05) de falta de ajuste = 4,58.

A regressão foi considerada satisfatória, pois o $F_{\text{calculado}}$ foi maior que o $F_{\text{crítico}}$, assim como o p-Valor foi menor que 0,05 para o analito ($F_{\text{calculado}} > F_{\text{crítico}}$ e p-Valor < 0,05). Adicionalmente, o modelo linear não apresentou indícios de falta de ajuste, uma vez que, os valores de $F_{\text{crítico}}$ para a falta de ajuste foram maiores do que os de $F_{\text{calculado}}$ para o analito ($F_{\text{crítico}} > F_{\text{calculado}}$ e p-Valor > 0,05).

A capacidade do método em detectar e determinar a TCT nas concentrações de traços (ppm) foi estimada pelos limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ). O valor obtido de limite de detecção é de 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ e de limite de quantificação de 60 $\mu\text{g L}^{-1}$. Os resultados dos testes de precisão foram expressos como coeficiente de variação (CV). Para os ensaios de repetibilidade foi obtido o valor de 4,9 e para a precisão intermediária o valor de 7,9. O valor de CV de repetibilidade está de acordo com o proposto pelo Guia de validação de métodos analíticos (BRASIL, 2003), que recomenda um CV máximo de 5,3 % para a concentração do analito estudada (5 mg kg⁻¹).

A exatidão foi avaliada por meio de ensaios com fortificação de amostras da cama de aviário em três níveis de concentrações e determinações por adição de padrão. Na Tabela 6 são apresentados valores de recuperação para a TCT com base na concentração fortificada e na concentração obtida empregando o método proposto.

Nível de Fortificação (mg kg ⁻¹)	Matriz	
	Média (mg kg ⁻¹) (n= 3)	Recuperação (%) (n= 3)
5	6,2	124
50	49,8	99,6
95	92,9	97,8

n= Número de replicatas.

Tabela 6. Valores de recuperação para de TCT nos ensaios de exatidão empregando cama de aviário fortificada em três níveis.

A exatidão é avaliada por meio da realização de ensaios de recuperação, sendo expressa como erro sistemático percentual, inerente ao processo. O valor de recuperação do analito TCT variou entre 97,8% e 124% entre os três níveis concentrações (5 mg kg⁻¹; 50 mg kg⁻¹ e 95 mg kg⁻¹). Recomenda-se valores de recuperação entre 80 e 110% para concentrações do analito estudada (BRASIL, 2003). Rodrigues, (2012), aponta que a maioria dos fármacos apresentam a tendência de maiores valores de recuperação do analito nos níveis de menor concentração, decrescendo com o aumento do nível de concentração, o que foi observado na recuperação para o nível de 5 mg kg⁻¹.

Diversos autores já adaptaram o método QuEChERS para a extração de diversos analitos em matrizes complexas como solos, lodos de esgoto (SILVA et al, 2020; BENEDETTI et al, 2020). Muitos métodos têm sugerido melhorias nas taxas de recuperação pela inserção de etapas de *clean-up* que provavelmente, proporcionam limpeza mais eficiente do extrato, diminuindo os interferentes de uma matriz tão complexa como a cama de aviário. Contudo, o custo de cartuchos de extração e de partículas adsorventes comerciais tornam onerosos os métodos.

4 | CONCLUSÃO

A otimização utilizando o DCCR 2³ para estudo das variáveis massa de MgSO₄ e NaCl e volume de H₂O forneceu a melhor condição dos valores de recuperação ao nível de significância de 95%, uma vez que, o modelo quadrático ajustou-se satisfatoriamente aos dados. A validação realizada, em termos de seletividade, linearidade, limites de detecção e quantificação, precisão e exatidão, permitiu considerar que o método QuEChERS analisado por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada ao detector de fluorescência (CLAE-FL) é satisfatório e apresenta as características de desempenho necessárias, sendo adequado para a pesquisa de resíduos de tetraciclina em cama de aviário.

Estes resultados sugerem que o método QuEChERS pode ser potencialmente útil para quantificar a tetraciclina, assim como outros fármacos, não só em amostras de cama de frango, como também em outras matrizes ambientais. Para estudos futuros, visando uma melhoria nas taxas de recuperação poderia ser alcançada realizando-se etapas de *clean-up*,

sendo que essa etapa, provavelmente, irá proporcionar uma limpeza do extrato, diminuindo os interferentes de uma matriz tão complexa como a cama de aviário, e a utilização de cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massa afim de identificação e confirmação do analito estudado.

REFERÊNCIAS

ADDAMO, M.; AUGUGLIARO, V.; PAOLA, A. Di; GARCÍA-LÓPEZ, E.; LODDO, V.; MARCÌ, G.; PALMISANO, L. Removal of drugs in aqueous systems by photoassisted degradation. **Journal of Applied Electrochemistry**, [S. l.], v. 35, n. 7–8, p. 765–774, 2005.

AGUNBIADE, F.; MOODLEY, B. Pharmaceuticals as emerging organic contaminants in Umgeni River water system, KwaZulu-Natal, South Africa. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 11, p. 7273-7291, 2014.

ALAVI, N.; BABAEI, A. A.; SHIRMARDI, M.; NAIMABADI, A.; GOUDARZI, G. Assessment of oxytetracycline and tetracycline antibiotics in manure samples in different cities of Khuzestan Province, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 17948–17954, 2015.

AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H. T.; AMÉRICO, G. H. P.; CARVALHO, S. L. de. Ocorrência, destino e potenciais impactos dos fármacos no ambiente. **SaBios - Rev. Saúde e Biologia**. v.8, n.2, p.59 -72, 2013.

ANASTASSIADES, M.; LEHOTAY S. J.; STAJNBAHER, D.; SCHENCK F.J.; Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and “Dispersive Solid Phase Extraction” for the Determination of Pesticide Residues in Produce. **Journal of the Association of Official Analytical Chemists**. v. 86, n 2, p. 412-431.2003.

BENEDETTI, B.; MAJONE, M.; CAVALIERE, C.; MONTONE, C. M.; FATONE, F.; FRISON, N.; LAGANÁ, A.; CAPRIOTTI, A. L. Determination of multi-class emerging contaminants in sludge and recovery materials from wastewater treatment plants: Development of a modified QuEChERS method coupled to LC-MS/MS. **Microchemical Journal**, v. 155, p. 104732. 2020.

BISWAS, S.; MCGRATH, J.; SAPKOTA, A. Quantification of ionophores in aged poultry litter using liquid chromatography tandem mass spectrometry. **J. Environ Sci Health B**, v.47, n.10, p. 959-966, 2012.

BRASIL. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. INMETRO: DOQ-CGCRE-008. **Orientações sobre validação de métodos e ensaios químicos**. Brasília, 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de Garantia da Qualidade Analítica. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento**. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA/ACS, 2015.

CARLOTTI, B.; FUOCO, D.; ELISEI, F. Fast and ultrafast spectroscopic investigation of tetracycline derivatives in organic and aqueous media. **Physical Chemistry Chemical Physics**, v. 12, p. 15580–15591, 2010.

FIGUEIREDO, L. A. **Fluoroquinolonas na avicultura: impacto sobre a comunidade bacteriana em solos e organismos aquáticos**. 2015. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

GARCIA, R. G.; PAZ, I. C. de L. A.; CALDARA, F. R.; NAAS, I. de A.; FREITAS, L. W.; BORILLE, R.; ROYER, A. F. B.; SPINDOLA, N. F. Alternativas para a composição da cama de frango. **Dourados, Revista Agrarian**, v.6, n.19, p.81-89, 2013.

GAVRILESCU, M.; DEMNEROVÁ, K. AAMAND, J.; AGATHOS, S.; FAVA, F. Emerging pollutants in the environment: Present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 147–156, 2015.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, Edição IV, 2008.

JAVID, A.; MESDAGHINIA, A.; NASSERI, S.; MAHVI, A. H.; ALIMOHAMMADI, M.; GHARIBI, H. Assessment of tetracycline contamination in surface and groundwater resources proximal to animal farming houses in Tehran, Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 4, 2016.

JANSEN, L. J. M.; SCHANS, M. G. M. V. de; BOER, D. de; BONGERS, I. E. A.; SCHIMITT, H.; HOEKSMA, P.; BERENDSEN, B. J. A. A new extraction procedure to abate the burden of non-extractable antibiotic residues in manure. **Chemosphere**, v. 224, p. 544-553, 2019.

LONG, G. L.; WINEFORDNER, J. D. Limit of Detection: A Closer Look at the IUPAC Definition. **Analytical Chemistry**, v. 55, n. 7, p. 712A–724A, 1983.

LOUREIRO, R. J., ROQUE, F.; RODRIGUES, A. T.; HERDEIRO, M. T.; RAMALHEIRA E.. O uso de antibióticos e as resistências bacterianas: breves notas sobre a sua evolução. **Revista portuguesa de saúde pública**, v. 34, n. 1, p. 77-84, 2016.

NATARAJAN R.; BANERJEE, K.; KUMAR, P. S.; SOMANNA, T.; TANNANI, D.; ARVIND, V.; RAJ, R. I.; VO, D. N.; SAIKIA, K.; VAIDYANATHAN, V. K. Performance study on adsorptive removal of acetaminophen from wastewater using silica microspheres: Kinetic and isotherm studies. **Chemosphere**, v. 272, 2021.

NEITZKE, G. **Geração elétrica distribuída a partir da gaseificação de peletes de cama de aviário**. Dissertação(Mestrado em Ciências Mecânicas)-Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

OCAMPO-PÉREZ, R; RIVERA-ULTRILA, J.; GÓMEZ-PACHECO, C.; SÁNCHEZ-POLO, M.; LÓPEZ-PEÑALVER, J. J. Kinetic study of tetracycline adsorption on sludge-derived adsorbents in aqueous phase. **Chemical Engineering Journal**, v. 213, p. 88-96, 2012.

OKA, H.; ITO, Y.; MATSUMOTO, H. Chromatographic analysis of tetracycline antibiotics in foods. **Journal of Chromatography A**, [S. l.], v. 882, n. 1–2, p. 109–133, 2000.

PAVANI, V. D. **Otimização de método para determinação de antimicrobianos em cama de frango por CLAE-FLU**. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Química) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Química de Araraquara, 2011.

PANDEY, D. S.; YAZHENSKIKH, E.; MÜLLER, M; ZIEGNER, M.; TRUBETSKYA, A.; LEAHY, J. J.; KWAPINSKA, M. Transformation of inorganic matter in poultry litter during fluidised bed gasification, **Fuel Processing Technology**, v. 221, 2021.

PAVITHRA, K. G.; JAIKUMAR, V.; KUMAR, P. S.; SUNDARRAJAN, P., Removal of emerging pollutants from aquatic system using electrochemical treatment and adsorption: Comparison and analysis.

Environmental Technology & Innovation, v. 23, 2021.

PRASANNAMEHA, G.; KUMAR, P. S.; MEHALA, R.; SHARUMITHA, T. J.; SURENDHAR, D.

Enhanced adsorptive removal of sulfamethoxazole from water using biochar derived from hydrothermal carbonization of sugarcane bagasse. **J. Hard Mater.**, v. 407, 2021.

PRESTES O. D.; FRIGGI, C. A.; ADAIME, M.B.; ZANELLA; R. QuEChERS - Um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. **Química Nova**. v. 32; n. 6, p. 1620-1634. 2009.

RATHI B.S.; KUMAR, P. S.; SHOW, P. L. A review on effective removal of emerging contaminants from aquatic systems: Current trends and scope for further research. **J. Hard Mater**, v.409, 2021.

REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 601 a 616, 2010.

RODRIGUES, K. L. T. **Desenvolvimento de metodologia analítica para determinação simultânea de microcontaminantes emergentes em águas superficiais por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto. 2012.

SILVA, J. J. da; SILVA, B. F.; STRADIOTTO, N. R.; PETROVIC, M; GAGO-FERRERO, P; GROS, M. Pressurized Liquid Extraction (PLE) and QuEChERS evaluation for the analysis of antibiotics in agricultural soils. **MethodsX**. v. 7, p.10117.

SUN, P.; BARMAZ, D.; CABRERA, M, L.; PAVLOSTATHIS, S. G.; HUANG, C. H. Detection and quantification of ionophore antibiotics in runoff, soil and poultry litter. **J Chromatogr A**, v.1312, n. 18, p. 10-17. 2013.

YAO, S.; ZHAO, Z.; LU, W.; DONG, X.; HU, J.; LIU, X. Evaluation of Dissipation Behavior, Residues, and Dietary Risk Assessment of Fludioxonil in Cherry via QuEChERS using HPLC-MS / MS Technique. **Molecules**, v. 26, n. 11, p. 3344. 2021.

YÉVENES, K.; POKRANT, E.; PÉREZ, F.; RIQUELME, R.; AVELLO, C.; MADDALENO, A.; MARTÍN, B. S.; CORNEJO, J. Assessment of Three Antimicrobial Residue Concentrations in Broiler Chicken Droppings as a Potential Risk Factor for Public Health and Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 14. p. 24. 2018.

ANÁLISE DE RISCO ASSOCIADO AO USO DE AGROTÓXICOS - ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE ESCADA, PERNAMBUCO, BRASIL.

Data de aceite: 01/10/2021

Eduardo Antonio Maia Lins

Universidade Católica de Pernambuco e
Instituto Federal de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Fellipe Martins Maurício de Menezes

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Sérgio Carvalho de Paiva

Universidade Católica de Pernambuco
Recife – Pernambuco

RESUMO: O uso intenso de agrotóxicos em produtos agrícolas como algodão, soja e milho, tem provocado muitas vezes a contaminação do meio ambiente e problemas para a saúde humana, principalmente quando recursos naturais são utilizados para o consumo humano. O objetivo desse trabalho foi analisar, através de uma matriz de Leopold, os possíveis impactos causados por agrotóxicos em um engenho localizado no município de Escada, estado de Pernambuco, Brasil. A fim de analisar possíveis dimensões dos impactos causados, instrumentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) foram usados considerando que se trata de um processo sistemático para identificar, prevenir, avaliar e mitigar os efeitos relevantes de ordem biofísica, social ou outra de projetos ou

atividades. Os resultados obtidos permitiram inferir que o uso de métodos como modelo de predição do comportamento de agrotóxicos é útil para a obtenção de uma estimativa acerca dos possíveis impactos ambientais gerados visto que alguns resultados de monitoramento configuraram a tendência do comportamento de determinados agrotóxicos ao meio ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Meio ambiente, Pesticidas, Impacto ambiental, Solo.

RISK ANALYSIS ASSOCIATED WITH THE USE OF PESTICIDES - CASE STUDY IN THE MUNICIPALITY OF ESCADA, PERNAMBUCO, BRAZIL.

ABSTRACT: The intense use of pesticides in agricultural products such as cotton, soybeans and corn has often caused environmental contamination and problems for human health, especially when natural resources are used for human consumption. The objective of this work was to analyze, through a Leopold matrix, the possible impacts caused by pesticides in a mill located in the municipality of Escada, state of Pernambuco, Brazil. To analyze possible dimensions of the impacts caused, Environmental Impact Assessment (EIA) instruments were used considering that it is a systematic process to identify, predict, assess, and mitigate relevant biophysical, social or other effects of projects or activities. The results obtained allowed us to infer that the use of methods as a model for predicting the behavior of pesticides is useful for obtaining an estimate of the possible environmental impacts generated, since some monitoring results have configured the trend in the behavior of certain

pesticides in the environment.

KEYWORDS: Environment, Pesticides, Environmental Impact, Soil.

1 | INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos, também denominados pesticidas, defensivos agrícolas ou agroquímicos, são qualquer tipo compostos destinados à agricultura e que tem como finalidade agir na ação a prevenção ou redução dos efeitos causados por pragas, doenças, ervas daninhas, entre outros. Essas substâncias são compostos orgânicos sintéticos com baixo peso molecular, geralmente com baixa solubilidade em água e alta atividade biológica. Nesse grupo inclui todos os inseticidas, fungicidas, herbicidas, fumegantes e outros compostos orgânicos ou substâncias utilizadas como reguladores de crescimento, desfolhantes ou dissecantes. O uso excessivo e descontrolado dos agrotóxicos nas lavouras tem sido considerado um importante agente de contaminação do solo e da água (SOARES, FARIA & ROSA, 2017).

Segundo Clasen et al. (2017), o Brasil hoje assume condição de grande consumidor desses produtos, principalmente os herbicidas e inseticidas. Esse uso consorciado do plantio direto e a utilização de herbicidas são as práticas mais empregadas pelos produtores rurais. Pesquisas realizadas indicam elevadas taxas residuais de agroquímicos em águas, solo, ar e sua possível função acumulativa no ambiente, considerando ainda a resistência a fatores de degradação (AMARANTE, 2020).

A utilização intensiva e muitas vezes irracional destes defensivos pode resultar em problemas ambientais, tais como contaminação das águas, do solo, do ar e alimentos, além da possibilidade de efeitos adversos em organismos não alvo. Atualmente, existem no Brasil 450 ingredientes ativos registrados para uso agrícola, comercializados em 2123 formulações (AGROFIT, 2019). Os dados mais recentes relacionados a comercialização de pesticidas no Brasil, divulgados pelo IBAMA, mostram uma comercialização de aproximadamente 540 mil toneladas de ingredientes ativos no ano de 2017, sendo que, os herbicidas foram responsáveis por cerca de 58% do total comercializado, seguido pelos fungicidas com 12%, e inseticidas com 10% (IBAMA, 2019). O glifosato foi o ingrediente ativo mais comercializado, com cerca de 173 mil toneladas, representando cerca de 32% do total anual.

Aproximadamente 95% dos pesticidas chegam a destinos diferente do seu local de aplicação (FLAHERTY et al. 2013). O solo é o principal receptor (BRADY; WEIL, 2013). A mobilidade dos pesticidas no solo depende de vários processos físicos, químicos, biológicos e de sorção-dessorção (GERONIMO et al. 2014).

A fim de analisar possíveis dimensões dos impactos causados, instrumentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) podem ser usados considerando que se trata de um processo sistemático para identificar, prever, avaliar e mitigar os efeitos relevantes de ordem biofísica, social ou outra de projetos ou atividades. Conforme Resolução CONAMA 01/86,

impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente.

O objetivo desse trabalho foi analisar, através de uma matriz de Leopold, os possíveis impactos causados por agrotóxicos em um engenho localizado no município de Escada, estado de Pernambuco, Brasil.

2 | METODOLOGIA

2.1 Localização

A cidade de Escada é um município brasileiro do estado de Pernambuco. Está localizada a 81 km da capital pernambucana, Recife (Figura 1). Localiza-se a uma latitude 08°19'53" sul e a uma longitude 35°21'15" oeste estando a uma altitude de 129 metros. Sua população estimada em 2010 era de 13.797 habitantes e possui uma área de 110 km². A indústria de transformação é a maior atividade em que o açúcar é o principal gênero. A agropecuária é a segunda maior atividade sendo o principal produto a cana de açúcar.



Figura 1: Localização do Município de Escada, PE, Brasil. Fonte: Google Earth (2021).

O município conta com o parque ecoturístico da Cachoeira do Urubu. Dentro do parque está uma das cachoeiras mais altas do estado, com 77 metros de queda d'água, emoldurada pela Mata Atlântica. Contudo, as águas da cachoeira provêm do Rio Ipojuca, que atualmente se encontra poluído, o que torna as águas impróprias para banho.

Para realização da análise de riscos causados pelo uso de agrotóxicos e seus efeitos no solo e nas águas subterrâneas foi utilizada a matriz de Leopold, que é uma técnica bidimensional que relaciona ações com fatores ambientais. Embora possam incorporar parâmetros de avaliação, são métodos basicamente de identificação. Para mensurar os impactos ambientais da determinada área e seus efeitos, foi visto que, o método que melhor apresentava os impactos e suas reais influências como causa versus efeito no meio biótico, abiótico e socioeconômico, foi o método das matrizes de interação.

Realizou-se uma listagem, porém bidimensional, dispondo de colunas e linhas, com os fatores ambientais e ações decorrentes, utilizando indicadores que os quantificam. Todo local traz consigo impactos, que ocorrem ao longo do tempo, a esses impactos podem atribuir parâmetros que caracterizam e ajudam na avaliação das ações do impacto sobre o meio do qual ele está inserido, sendo eles, os tipos de impactos, que exprime o caráter da modificação causado por uma determinada ação, assim acarretando impactos positivos, quando a atividade tem ação é benéfica e os impactos negativos, onde as atividades causam efeitos adversos a saúde ambiental. Para uma análise mais detalhada e representação visual dos dados obtidos, utilizou-se o programa Microsoft Office Excel na criação da tabulação dos dados. Pela complexidade que envolve o diagnóstico dos impactos ambientais, foi preciso ter uma visão holística na análise dos dados, sendo aplicada a Matriz Leopold para identificação e análise dos impactos negativos gerados e suas consequências para o meio ambiente.

A classificação do impacto ambiental foi definida através do grau de magnitude, fornecendo a categoria final. Os fatores ambientais avaliados referem-se ao solo, à água e seres vivos. Uma adaptação foi realizada quanto a pontuação do grau de magnitude, sendo considerado pontos que variam de 1 a 5, onde o número 1 corresponde a condição de menor importância e o número 5 corresponde aos valores máximos desses atributos.

Os subsídios utilizados para análise da situação da área foram coletados através de visitas técnicas a campo com registros fotográficos, entrevistas informais com os administradores e funcionários da usina analisada.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A pesquisa foi realizada baseada nos levantamentos dos agrotóxicos utilizados na cultura de cana-de-açúcar da usina analisada que utilizam cerca de 10 princípios ativos em diferentes fases do ciclo vegetativo da cultura de cana-de-açúcar.

Os herbicidas representam a classe de agrotóxicos mais empregados na cultura da cana-de-açúcar e os agrotóxicos mais utilizados na preparação do terreno e plantio foram: Glifosato, Ancosar, Plateau, Crusial, D- Fluid 2,4 D, Reator, Nufuron, Provence Total, Dinamic, Regente, onde se dividem em pré emergentes, pós folha longa e pós emergentes.

O manejo dos agrotóxicos na área de estudo foi realizado durante todo o ciclo

vegetativo na cultura de cana-de-açúcar fossem nas épocas chuvosas ou nas épocas secas (Figura 2). As aplicações dos agrotóxicos no plantio foram realizadas manualmente utilizando pulverizadores costais e mecanizados e realizadas aproximadamente três vezes ao ano. Esses agrotóxicos foram aplicados diretamente no terreno de plantio onde foi realizada esta preparação, sendo o solo da região caracterizado como argiloso-siltoso, além de um relevo acidentado o que facilita o escoamento dos agrotóxicos para outros locais.

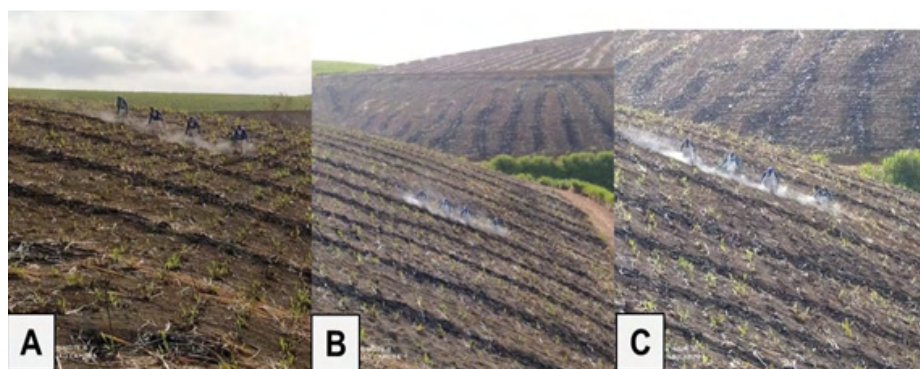


Figura 2: Imagens da aplicação de agrotóxicos direto no solo. Fonte: Os Autores (2021).

A matriz de Leopold, método escolhido e utilizado para realização da avaliação de impactos ambientais causados pela usina, teve seu preenchimento baseado nas inspeções locais e dados sobre a área fornecidos pela empresa responsável (Figura 3). Ao todo foram destacados 18 elementos e 9 ações. A matriz do estudo foi composta pelo cruzamento de 18 componentes ambientais (colunas) e 9 ações possivelmente impactadas.

		Elementos da natureza																		
		Características Físico-Químicas								Condições Biológicas				Fatores Culturais				Relações Ecológicas		
		Terra		Água		Atmosfera		Flora		Fauna		Interesses		Cultura						
		Propriedades Físicas	Propriedades Químicas	Qualidade da água superficial	Qualidade da Água Escada	Qualidade das águas subterrâneas	Poluição	Gases Tóxicos	Árvores, arbustos e gramíneas	Outras Vegetações Nativas	Aves	Outras Espécies Nativas	Paisagem	Turismo	Saúde e Meio Ambiente	Trabalho	Geração Futura	Cadeia alimentar	Relação Fauna e Flora	
Ações	Modificações	Flora	-3	-4	-4	-4	-4	-4	-4	-2	-4	-4	-5	-5	-3	-1	-5	-4	-4	
		Fauna	-4	-5	-5	-3	-3	-4	-2	-2	-2	-5	-5	-5	-5	-1	-5	-4	-4	
	Agentes Transformadores	Erosão	-3	-3	-4	-4	-4	-5	-5	-5	-3	-3	-5	-5	-5	-1	-5	-4	-4	
		Agrotóxicos	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-3	-3	-5	-5	-5	1	-5	-5	-5	
		Gases Tóxicos e Poluentes	-3	-3	-4	-3	-3	-5	-5	-5	-3	-3	-5	-5	-5	1	-5	-5	-5	
		Vinhoto	-3	-3	-3	-3	-3	-2	-2	-3	-3	-2	-2	-1	-5	-5	1	-3	-2	-3
	Operação Necessária	Remediação	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	3	2	2	2	3	1	1	1
		Monitoramento	2	2	2	2	2	1	0	3	2	3	3	3	4	3	3	3	2	3
		Limpeza e Conservação	0	0	-1	-1	-1	-1	0	1	1	1	1	5	0	-1	3	3	-1	-1

Figura 3: Matriz de Leopold do estudo na região da usina união no município de Escada - PE.

Fonte: Os Autores (2021).

Observaram-se nove impactos ambientais prováveis relacionados aos agrotóxicos utilizados pela usina e verificou-se que dentre os principais e com maior grau de potencial impacto negativo está associado ao uso de agrotóxicos com todos os elementos da natureza.

A matriz de Leopold, método escolhido e utilizado para realização da avaliação de impactos ambientais causados pela Usina, teve seu preenchimento realizado com base nas inspeções locais e dados sobre a área fornecidos pela empresa responsável. Ao todo foram destacados 18 elementos e 9 ações. A matriz do estudo foi composta pelo cruzamento de 18 componentes ambientais (colunas) e 9 ações possivelmente impactadas. Destes 9 impactos, apresentou-se com maior grau de potencial de impacto negativo o uso de agrotóxicos e o vinhoto, onde através dos processos de remediação somados ao monitoramento e conservação poderiam apresentar impactos ambientais positivos.

Dos agentes transformadores, a “erosão” foi o primeiro indicador avaliado e que mostrou alto impacto. Em média, todas as propriedades havia alta magnitude (3) na ocorrência da erosão em áreas de produção, o que aponta para a falta de um sistema de manejo e conservação de solo que evitasse esse impacto.

A água também foi um indicador indispensável para análise da matriz. O indicador “qualidade da água (superficial ou subterrânea)” mostrou que em pelo menos 6 ações apresentou altos níveis de impactos onde a magnitude média foi de 4.

A propriedade dos elementos da natureza apresentou maior impacto sobre os indicadores ecológicos foi a de poeiras e gases tóxicos, tendo um somatório de grupo de 25

pontos, onde os maiores valores ocorreram sobre indicadores de “agrotóxicos” e “erosão”, considerados de maior importância. Já a propriedade “trabalho” foi a que resultou em menor valor de impacto, com média de apenas 1 ponto.

Em todas as situações, para todas as propriedades, os maiores impactos ocorreram nos indicadores “erosão”, e “qualidade da água”, recebendo pontuação máxima. Esses indicadores possuem importância alta e associada ao elevado grau de impacto, representam o grande problema ambiental que atividades dependentes do solo apresentam na região, necessitando de extensos processos de manejo e cobertura de solo para redução dos processos erosivos (RANIERI et al., 1998).

Os elementos da natureza “condições e relações ecológicas”, classificado como de importância média, mostrou variações que podem ser consideradas muito negativas. Das nove ações avaliadas, três retiraram a vegetação nativa de alguns locais para avançar com a cultura, alcançando um patamar negativo médio de 26.

Quanto aos fatores culturais, a disponibilidade de mão-de-obra e origem da mão-de-obra, mostram que a cultura da cana de açúcar contribui na geração de mão-de-obra para o município, uma vez que ela é originada do próprio município, diferentemente do que foi observado por Gebler & Longhi (2018) quanto a mão de obra utilizada na plantação de morango estudada na cidade de Ipê, Rio Grande do Sul. Ainda em relação aos fatores culturais, um outro indicador que recebeu magnitude alta (4) foi o “turismo” relacionado ao monitoramento, considerando a possibilidade de atividades relacionadas ao ecoturismo.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação da matriz de Leopold apresentou as ligações entre os elementos ambientais e sociais. Foram selecionados vários dados para a aplicação da matriz, porém a dificuldade de acesso há algumas informações prejudicou um pouco a análise. Recomenda-se a adoção de um sistema de monitoramento e análise da possível contaminação das águas subterrâneas e da degradação do solo.

Em todas as situações, para todas as propriedades, os maiores impactos ocorreram nos indicadores “erosão”, e “qualidade da água”, recebendo pontuação máxima. Esses indicadores possuem importância alta e associada ao elevado grau de impacto, representam o grande problema ambiental que atividades dependentes do solo apresentam na região.

Quanto aos fatores culturais, a disponibilidade de mão-de-obra e origem da mão-de-obra, mostram que a cultura da cana de açúcar contribui na geração de mão-de-obra para o município, uma vez que ela é originada do próprio município.

Através de um sistema de drenagem, torna-se possível evitar a contaminação do lençol freático da região evitando a infiltração e o escoamento superficial dos agrotóxicos utilizados.

Recomenda-se a adoção de um sistema de monitoramento e análise da possível

contaminação das águas subterrâneas e da degradação do solo.

Diante dos problemas destacados, pode-se considerar a área de estudo suspeita de contaminação e poluição ambiental, porém, faz-se necessário realizar uma análise ambiental mais aprofundada das características geológicas e hidrogeológicas "in loco".

REFERÊNCIAS

AGROFIT. Sistemas de Agrotóxicos Fitossanitários. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons [Accessed Feb 15, 2019].

AMARANTE, R. R. Investigação de residual agroquímicos no solo em propriedades com pecuária leiteira, Dissertação de Mestrado, Mestrado em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2019.

BRADY, N.C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. Tradução de LEPSCH, I. F. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

CLASEN, B.; MURUSSI, C. R.; FORGIARINI, F. R. BAGGIOTTO, C. Atividades agropecuárias e a contaminação da água e peixes com agrotóxicos. Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água/ Organizador Tales Tiecher. - Frederico Westphalen: RS. 181 p, 2017.

FLAHERTY, R. J.; NSHIME, B.; DELAMARRE, M.; DEJONG, S.; SCOTT, P.; LANTZ, A. W. Cyclodextrins as complexation and extraction agents for pesticides from contaminated soil. Chemosphere, v. 91, p. 912-920, 2013.

GEBLER, L.; LONGHI, A. Aplicação da matriz de Leopold para avaliação expedita de impacto ambiental na produção de morangos: um estudo de caso em Ipê (RS). Ambiência, Guarapuava (PR) v.14 n.3 p. 709 – 727, Set/Dez 2018 ISSN 1808 – 0251. DOI:10.5935/ambiencia.2018.02.19

GERONIMO, E. de; APARÍCIO, V. C.; BARBARO, S.; PORTOCARRERO, R.; JAIME, S.; COSTA, J. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. Chemosphere, v. 107, p. 423-431, 2014.

IBAMA. Relatórios de comercialização de Agrotóxicos - Boletim anual de produção, importação, exportação e vendas de agrotóxicos no Brasil. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-deagrotoxicos#boletinsanuais> [Accessed Feb 14, 2019].

RANIERI, S. B. L.; SPAROVEK, G.; SOUZA, M. P.; DOURADO NETO, D. Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.22, p.751-760, 1998.

SOARES, D.F.; FARIA, A. M.; ROSA, A.H Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Revista Eng. Sanit. Ambiental, v.22, n.2, p.277-284, 2017.

CASCA E BAGAÇO DA LARANJA COMO ADSORVENTE PARA REMOÇÃO DE COR DE ÁGUAS RESIDUAIS

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 05/07/2021

Rayane de Oliveira Zonato

Laboratório de Águas, Águas Residuais e Reuso. Faculdade de Ciência e Tecnologia – Universidade Estadual Paulista (FCT-UNESP). Presidente Prudente – São Paulo.
<http://lattes.cnpq.br/0321219314865957>

Bianca de Paula Ramos

Laboratório de Otimização de Processos e Controle Avançado. Faculdade de Engenharia Química – Universidade Estadual de Campinas (FEQ-UNICAMP)
Campinas – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/5399419502189278>

Valquíria Aparecida dos Santos Ribeiro

Grupo de Estudos de Tecnologias Ambientais (GETECA). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Apucarana – PR
Apucarana - PR
<http://lattes.cnpq.br/0127274730270231>

Rosane Freire Boina

Laboratório de Águas, Águas Residuais e Reuso. Faculdade de Ciência e Tecnologia – Universidade Estadual Paulista (FCT-UNESP). Presidente Prudente – São Paulo.
<http://lattes.cnpq.br/0004928784504087>

RESUMO: Os efluentes têxteis representam um grande problema ambiental devido a sua composição variada e prejudicial ao sistema aquático. Eles apresentam compostos

recalcitrantes de difícil degradação, o que aumenta a complexidade e a dificuldade de seu tratamento por técnicas convencionais. Dentre os processos de tratamento que podem ser aplicadas para removê-los, destaca-se a adsorção. Para que esta técnica seja viável é necessário que o adsorvente possua características físico-químicas apropriadas, seja abundante e de baixo custo. Nesse caso, os resíduos agroindustriais, em especial a casca e bagaço da laranja, podem ser utilizados. Assim, este trabalho se propõe a avaliar a capacidade de remoção dos corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 em resíduo de laranja. Para isso, o sólido foi seco, triturado e peneirado. Foram estudadas variações de massa de adsorvente, verificado o tempo de equilíbrio e o ajuste aos modelos de cinética e isoterma de adsorção. Pode-se constatar que a utilização de 0,5 g de adsorvente foi suficiente para remover 97,94 % do corante Azul Reativo 198, enquanto com 1,0 g atingiu-se eficiência de 85,51 % para remoção de Preto Direto 22. O processo, que atingiu o equilíbrio em 60 minutos, pode ser ajustado ao modelo de cinética de pseudo-segunda-ordem e ao modelo de isoterma de Freundlich. Os resultados obtidos mostram que o resíduo de casca e o bagaço da laranja é um bom adsorvente para corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 e podem ser utilizadas no tratamento de efluentes têxteis, em um processo que alia vantagens econômicas e ambientais.

PALAVRAS-CHAVE: Preto Direto. Azul reativo. Efluentes. Resíduos. Biossorção.

ORANGE POMACE AND PEELS AS AN ADSORBENT TO REMOVE COLOR IN WASTEWATER

ABSTRACT: Dye's wastewater represents a major environmental problem due to its varied composition that is harmful to the aquatic system. It has recalcitrant compounds with labored degradation, which increases the complexity and difficulty of its treatment by conventional techniques. Among the treatment processes that can be applied to remove them, it highlights the adsorption. For this process to be viable it is necessary that the adsorbent has appropriate physicochemical characteristics and be low-cost. Agro-industrial residues, especially orange peel, can be used as a low-cost adsorbent. Thus, this work aims to evaluate the capacity of the orange peels to remove Black Direct 22 and Blue Reactive 198 dyes. For this, the peels were dried, crushed, and sieved. It was studied the amount of adsorbent, the equilibrium time, and the adjustment to adsorption kinetics and isotherm models. The use of 0.5 g of adsorbent was sufficient to remove 97.94 % of Blue Reactive 198, while 1.0 g reached 85.51 % of Black Direct 22 removal. The process, which reached equilibrium in 60 minutes, can be fitted to the pseudo-second-order kinetics model to the and Freundlich isotherm model. The results obtained demonstrate that orange peel is a good adsorbent for the Black Direct 22 and Blue Reactive 198 and can be used in the treatment of dye wastewater, in a process that combines economic and environmental advantages.

KEYWORDS: Direct Black. Reactive Blue. Wastewater. Residues. Biosorption.

1 | INTRODUÇÃO

O tingimento de tecidos é um dos setores que mais consome água, utilizando entre 100 e 150 litros de água para cada quilo de fibra tingida (Zheng *et al.*, 2016). Somado a isso, nem todo corante aplicado no tingimento é fixado ao tecido. Pourrahim *et al.* (2020) afirmam que cerca de 15 % dos corantes utilizados no setor têxtil são descartados como águas residuais. Estas, possuem coloração acentuada devido as altas concentrações de corantes (Banaei *et al.*, 2017). O descarte destes efluentes causa diversos prejuízos ao sistema aquático e a saúde da população devido a sua característica tóxica e persistente (Fraga *et al.*, 2020).

A poluição de corpos hídricos com corantes dificulta a passagem da radiação solar no leito d'água, reduzindo a atividade fotossintética e promovendo um desequilíbrio no ecossistema (Saravanan *et al.*, 2020) solution pH, sorbent dose and temperature. Quanto aos danos à saúde humana, os corantes podem promover a disfunção de rins e fígado, irritações cutâneas, danos ao sistema reprodutivo e ao sistema nervoso, além de possuírem características carcinogênicas (Zhou *et al.*, 2019).

A elevada estabilidade química e biológica dos corantes têxteis - que promove boa fixação da cor nos tecidos – aliada à sua estabilidade fotocatalítica, dificulta a remoção destes compostos do meio líquido (Puri e Sumana, 2018). Neste contexto, diversas técnicas de tratamento têm sido estudadas para remoção de cor de águas residuais têxteis, como por exemplo: sistemas de coagulação-floculação; tratamento biológico; processos oxidativos avançados; separação por membranas; tratamento eletroquímico; e adsorção (Kadhom *et*

al., 2020). Dentre as técnicas de remoção de corantes a adsorção tem se sobressaído devido ao baixo custo, simplicidade operacional, seletividade e possibilidade de recuperação do adsorvato (Bushra *et al.*, 2021).

A adsorção pode ser descrita como o fenômeno de retenção de moléculas (adsorvatos), presentes em um fluido (adsorvito), na superfície de um sólido (adsorvente). A interação entre o adsorvente e o adsorvato pode ser de natureza química – por meio de ligações covalentes e troca iônica – ou física, quando é regida por forças de Van der Waals (Pourrahim *et al.*, 2020). Para que um sólido possa ser utilizado como adsorvente, este deve apresentar elevada área superficial, grupos funcionais que promovam a interação com o adsorvato, boa seletividade em relação ao soluto e, preferencialmente, baixo custo (Ramos *et al.*, 2019).

Dentre os adsorventes de baixo custo destacam-se os resíduos agroindustriais. Estes sólidos possuem baixo valor comercial, são abundantes e de fácil obtenção (Ramos e Boina, 2016; Zhou *et al.*, 2019). Diversos resíduos agroindustriais, utilizados *in natura* ou modificados, tem sido reportados como eficazes na remoção de cor em águas residuais como, por exemplo: casca de coco (Islam *et al.*, 2017); haste de milho (Tang *et al.*, 2019); casca de noz (Rangabhashiyam, Sujata e Balasubramanian, 2018); casca de banana (Temesgen, Gabbiye e Sahu, 2018); farelo de arroz (Hong e Wang, 2017); e casca de pera (Nascimento *et al.*, 2019).

A laranja é a fruta mais cultivada no Brasil, o qual produz mais de 8 mil toneladas de suco de laranja por ano (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019). Nesta produção, cerca de 50 % do peso total da fruta é descartado como resíduo (Nascimento, 2018). Este resíduo, composto primordialmente pela casca e bagaço da fruta, é constituído por aproximadamente 9 % de celulose, 10 % de hemicelulose e 42 % de pectina, fibras que auxiliam no processo de adsorção (Bushra *et al.*, 2021; Kadhom *et al.*, 2020; Singh *et al.*, 2018).

Com o exposto, este trabalho se propõe a avaliar a capacidade de remoção dos corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 em efluentes sintéticos por meio de processos de adsorção utilizando casca e bagaço da laranja. O tratamento foi avaliado quanto a quantidade de adsorvente necessária para remoção do corante, o tempo de equilíbrio e ajustes aos modelos de cinética e isoterma de adsorção. A efetividade do processo mostrará a possibilidade de promover a redução de cor das águas residuárias utilizando como adsorvente este resíduo agroindustrial.

2 | METODOLOGIA

2.1 PREPARO DO ADSORVENTE E DO EFLUENTE SINTÉTICO

Os resíduos (casca e o bagaço) de laranja utilizados neste trabalho foram lavados com água destilada e secos a 90 ± 2 °C (Estufa SOLAB, SL100/81), por duas horas. Após,

foram triturados e peneirados em malha de 42 Tyler, resultando em um pó de granulometria menor que $355\ \mu\text{m}$, que foi denominado adsorvente da laranja. O processo de preparação do adsorvente encontra-se apresentado na Figura 1. A superfície adsorvente foi analisada por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) (Equipamento Zeiss EVO LS 15) com aumento de 1.000 vezes. A carga de neutralidade da superfície do adsorvente foi verificada pelo experimento de pH-Ponto de Carga Zero (pH-PZC), de acordo com a metodologia de Anderson e Sposito (1991), a fim de determinar o pH ideal para o processo de adsorção.

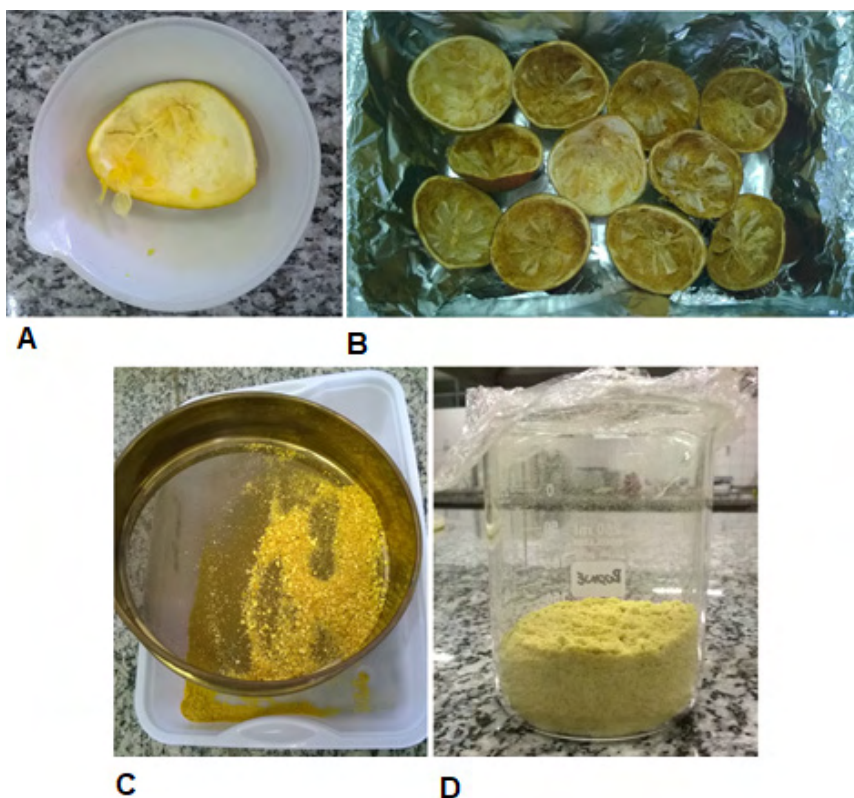


Figura 1: Preparo do material adsorvente a base de resíduo de laranja. (A) Casca e bagaço de laranja *in natura*. (B) Material seco. (C) Peneiramento da casca e bagaço triturados. (D) Pó da casca e bagaço da laranja a ser utilizado como adsorvente.

Dois efluentes sintéticos distintos foram preparados a partir da diluição dos corantes em pó Azul Reativo 198 ou Preto Direto 22, fornecidos pelo Laboratório de Lavanderia Industrial da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Apucarana – PR. A fim de determinar o comprimento de onda ideal para detecção dos corantes, estes foram submetidos a uma varredura ao longo da faixa espectral do ultravioleta-visível (UV-VIS), com comprimentos de onda variando de 200 a 900 nm, em espectrômetro Thermo Scientific, modelo GENESYS 10UV. Após, foi determinada a curva de calibração de cada um dos

corante individualmente, utilizando concentrações de 5,0 a 100,0 mg.L⁻¹ e adotando água destilada como prova em branco.

2.2 ENSAIOS DE ADSORÇÃO

O tratamento adsorvivo foi realizado em frascos Erlenmeyer de 250 mL, com 100 mL de efluente sintético. Os ensaios foram realizados em sistema de batelada com soluções sintética de corante Preto Direto 22 ou Azul Reativo 198, em duplicada. Para todos os ensaios previstos, o pH da solução foi ajustado de acordo com estudo de pH-PCZ, o material contendo o adsorvente e o efluente foi fluidizado em mesa agitadora orbital (Tecnal modelo TE-141), a 120 rpm e 25±2 °C.

Os ensaios de adsorção foram realizados variando a quantidade de adsorvente utilizado em 0,5 ou 1,0 g. O pó da casca e bagaço da laranja foi misturado com o efluente sintético a 1 mg.L⁻¹ e fluidizada por 120 minutos. Em seguida, as amostras foram filtradas em filtro qualitativo e tiveram a concentração de cor determinada por leitura em espectrofotômetro UV-VIS, no comprimento de onda determinado para cada corante. A eficiência de remoção de cor foi determinada de acordo com a Equação 1.

$$E = \frac{C_0 - C_f}{C_0} * 100 \quad \text{Equação 1}$$

Em que: E é a eficiência de remoção da cor (%); C₀ é a concentração inicial do corante (mg.L⁻¹); e C_f é a concentração do corante na solução após tratamento por adsorção (mg.L⁻¹).

A massa de adsorvente que obteve maior eficiência de remoção para cada corante foi aplicada no estudo da influência do tempo de tratamento. Os experimentos foram realizados com 1,0 mg.L⁻¹ de Preto Direto 22 ou Azul Reativo 198, sendo coletadas alíquotas em 1, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 e 120 minutos de tratamento. Após filtração e determinação do valor da concentração final, foi realizado o cálculo da capacidade de adsorção (Equação 2) em cada amostra coletada. Com isso, pode-se determinar o tempo de equilíbrio de adsorção, o qual será utilizado nos experimentos subsequentes, e realizar o ajuste aos principais modelos de cinética de adsorção: pseudo-primeira-ordem (Equação 3), pseudo-segunda-ordem (Equação 4), e difusão intrapartícula (Equação 5). Os ajustes foram realizados por regressão linear, utilizando o software Excel®.

$$q = \frac{(C_0 - C_f)}{m} * V \quad \text{Equação 2}$$

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - (k_1)t \quad \text{Equação 3}$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \left(\frac{1}{q_e}\right)t \quad \text{Equação 4}$$

$$qt = k_{di}t^{0.5} + C$$

Equação 5

Em que: q é a capacidade de adsorção (mg.g^{-1}); C_0 é a concentração inicial de corante (mg.L^{-1}); C_t é a concentração final de corante (mg.L^{-1}); V é o volume de solução (L); m é a massa de adsorvente utilizada (g); q_e é a capacidade de adsorção no equilíbrio (mg.g^{-1}), t é o tempo de tratamento (min), q_t é a capacidade de adsorção no tempo t (mg.g^{-1}); k_1 é a constante de velocidade de pseudo-primeira-ordem (min^{-1}); k_2 é a constante de velocidade de pseudo-segunda-ordem ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$); k_{di} é a constante de difusão intrapartícula; e C é o coeficiente linear que representa a espessura do filme.

Para a obtenção das isotermas de adsorção foi aplicado o tempo de equilíbrio, utilizada 0,5 g de adsorvente e a concentração dos corantes no efluente sintético variou em 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 e 100 mg.L^{-1} . Os experimentos foram mantidos a 25 ± 2 °C, sob agitação constante (120 rpm). Após o tratamento, o líquido foi filtrado e determinado do valor da concentração final para cálculo da capacidade de adsorção dos corantes pela casca e bagaço da laranja em cada uma das amostras. Os resultados foram submetidos a ajuste aos modelos de isoterma de Langmuir (Equação 6) e Freundlich (Equação 7) por regressão linear, utilizando o Software Excel®.

$$q_e = \frac{K_L q_{\max} C_e}{1 + K_L C_e}$$

Equação 6

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}}$$

Equação 7

Em que: q_e é a quantidade do soluto adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg.g^{-1}); q_{\max} é a capacidade máxima de adsorção (mg.g^{-1}); K_L é a constante de equilíbrio de Langmuir (L.mg^{-1}); K_F é a constante de equilíbrio de Freundlich (L.mg^{-1}); n é a constante relacionada à heterogeneidade da superfície (adimensional); e C_e é a concentração do adsorvato no equilíbrio (mg.L^{-1}).

3 | RESULTADOS

3.3 CARACTERIZAÇÃO DO ADSORVENTE E DO EFLUENTE SINTÉTICO

O pó da casca e bagaço da laranja apresenta superfície de elevada quantidade de poros (Figura 2). Essa característica é importante para o processo de adsorção, pois indica elevada área de contato para interação entre o adsorvente e o adsorvato, o que interfere diretamente no número de sítios ativos. O estudo de pH-PCZ revelou que em pH próximo

de 6,0 a superfície do adsorvente encontra-se neutra. Ao aplicar um pH menor que o pH-PCZ, a superfície adsorvente será carregada positivamente, e favorecerá a interação com os corantes aniônicos; ao posto que em pH maior que o valor do pH-PCZ favorecerá a interação com os corantes catiônicos.

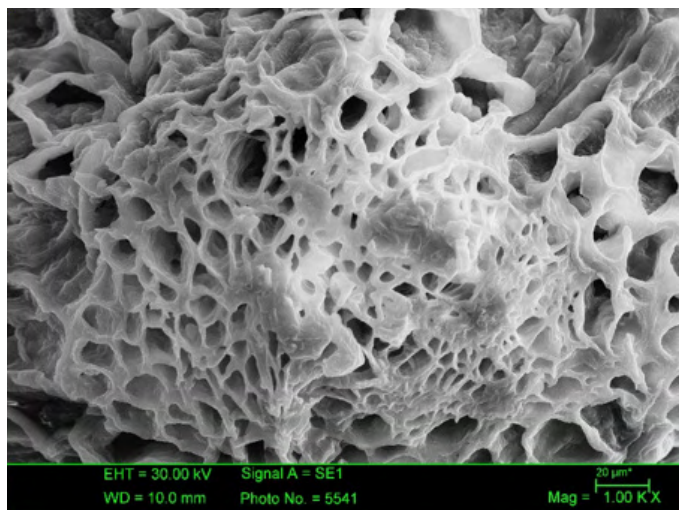


Figura 2: Microscopia Eletrônica de Varredura da casca de laranja com aumento de 1.000 vezes.

A varredura realizada ao longo da faixa espectral do UV-VIS mostrou que o pico de absorvância do Preto Direto 22 ocorre em 480 nm (Figura 3-A) e do corante Azul Reativo 198 (Figura 3-B) em 620 nm. Nos comprimentos de onda apresentados, a curva de calibração dos corantes apresentou coeficiente de correlação linear de Pearson (R^2) próximo a 1, indicando relação linear entre as variáveis concentração de corante e absorvância dentro das concentrações utilizadas neste experimento. Deste modo, a concentração dos corantes no efluente antes e após o tratamento por adsorção pode ser determinada segundo a Equação 8 ($R^2=0,9991$) para o Preto Direto 22 e Equação 9 ($R^2=0,8789$) para o Azul Reativo 198.

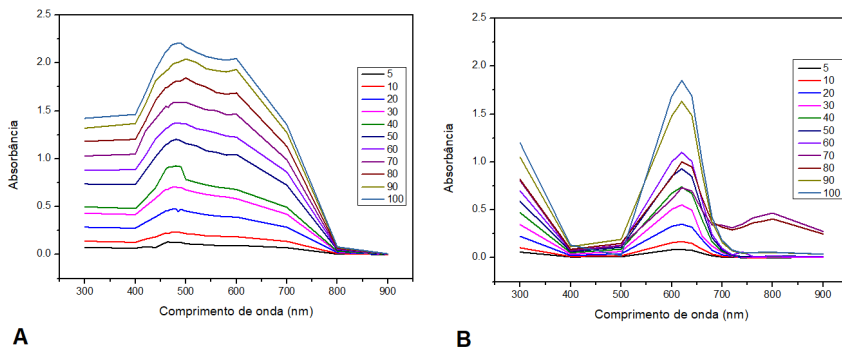


Figura 3: Varredura realizada ao longo da faixa espectral do Ultravioleta-Visível (A) para o corante Preto Direto e (B) para o corante Azul Reativo.

$$C_{PD}=0,0025.\text{abs}_{480} + 0,028 \quad \text{Equação 8}$$

$$C_{AR}=0,1427.\text{abs}_{620} \quad \text{Equação 9}$$

Em que: C_{PD} é a concentração de Preto Direto; C_{AR} é a concentração de azul reativo; e abs é a absorbância nos comprimentos de onda 480 nm ou 620 nm.

3.4 ENSAIOS DE ADSORÇÃO

A Figura 4 apresenta as eficiências de remoção de Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 no tratamento com 0,5 ou 1,0 g de adsorvente. Pode-se notar que o processo de adsorção foi eficiente, promovendo a remoção de 97,94% de Azul Reativo 198 e 85,51 % de Preto Direto 22. Para o Azul Reativo 198, com a utilização de 0,5 ou 1,0 g de adsorvente a eficiência foi similar, de modo que o aumento na quantidade de adsorvente não impactou o tratamento. No que se refere ao Preto Direto 22, a utilização de 1,0 g de adsorvente foi mais eficiente para remoção de cor. Assim, para os estudos de cinética, foi utilizado 0,5 g de adsorvente para os experimentos com o Azul Reativo 198, e 1,0 g para aqueles com o Preto Direto 22.

Com o monitoramento do tratamento adsorativo ao longo do tempo pode-se constatar que com 60 minutos o processo atinge o equilíbrio cinético. Nesta condição, a capacidade de adsorção passa a ser constante, atingindo 0,198 mg.g^{-1} para o Azul Reativo 198 e 0,079 mg.g^{-1} para o Preto Direto 22. A Tabela 1 apresenta os parâmetros de ajuste da cinética de adsorção aos modelos de pseudo-primeira-ordem (PPO), pseudo-segunda-ordem (PSO) e difusão intrapartícula (DI). Para ambos os corantes houve melhor ajuste (coeficiência de determinação mais próximo de 1) para o modelo de pseudo-segunda-ordem, indicando que o fenômeno é regido por quimiossorção. Desse modo, os corantes são retidos na superfície do adsorvente por interações intramoleculares. Este tipo de adsorção ocorre em pontos específicos da superfície do sólido, os sítios ativos, sendo um processo mais estável e seletivo.

Equilíbrio de adsorção com 60 minutos e ajuste ao modelo de pseudo-segunda-ordem também foram reportados nos estudos de Saravanan *et al.*, (2020) solution pH, sorbent dose and temperature utilizando carvões ativados a partir sementes de acácia-rubra para remoção de corante reativo amarelo; de Hong e Wang (2017) utilizando farelo de arroz modificado para adsorção de Azul Reativo; e por Vo *et al.*, (2021) na adsorção de Azul Reativo 198 em estrutura metal-orgânica. Deste modo, nota-se que os processos de adsorção de corantes são comumente relacionados a quimiossorção e atingem o equilíbrio em tempo relativamente curto.

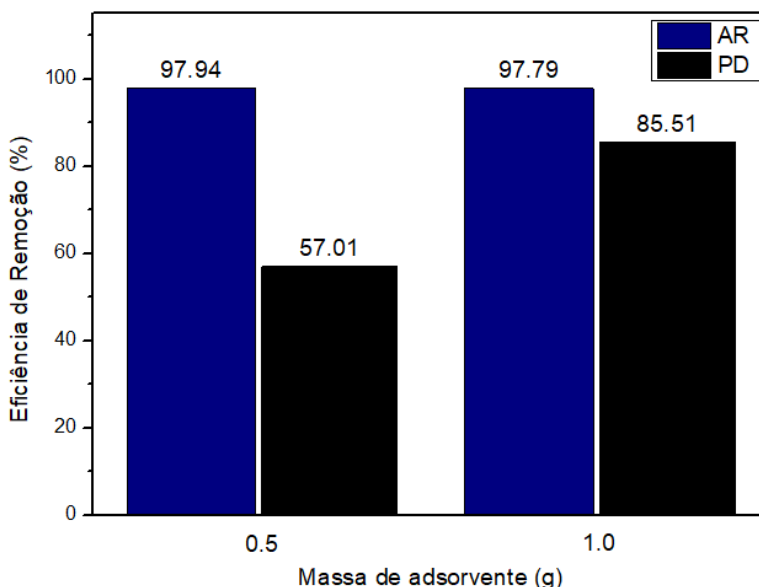


Figura 4: Eficiência de remoção dos corantes com cada uma das condições de massa (g) de adsorvente utilizada.

Corante	te (min)	qe (mg.g ⁻¹)	Modelo	Parâmetros	Valor
Preto Direto 22	60	0,17	PPO	R ²	0,6731
				K ₁ (mg g ⁻¹ .min ⁻¹)	0,0485
			PSO	R ²	0,9998
				K ₂ (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	-10,6023
			DIP	R ²	0,9776
				Kdi (mg.g ⁻¹ .min ^{-0.5})	-0,0009
Azul Reativo 198	60	0,18	PPO	R ²	0,0887
				K ₁ (mg g ⁻¹ .min ⁻¹)	-0,0037
			PSO	R ²	0,9999
				K ₂ (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	-177,0090
			DIP	R ²	0,8691
				Kdi (mg.g ⁻¹ .min ^{-0.5})	-0,0981

Nota: te: tempo de equilíbrio; qe: capacidade de adsorção no equilíbrio; PPO: pseudo-primeira ordem; PSO: pseudo-segunda ordem; DIP: difusão intrapartícula.

Tabela 1: Ajuste aos modelos de cinética de adsorção dos corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 em casca de laranja.

A Tabela 2 apresenta os parâmetros e ajustes obtidos pelos modelos de isotermas de adsorção para os corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198. Nota-se que ambos os corantes obtiveram melhor ajuste ao modelo de Freundlich (considerando o maior valor de R²), o qual prediz uma distribuição logarítmica dos sítios ativos na superfície adsorvente e indica que o fenômeno acontece em multicamadas. Melhor ajuste ao modelo de Freundlich na adsorção de corantes também foram obtidos por Temesgen *et al.*, (2018) utilizando casca de laranja e banana e por Saravanan *et al.*, (2020) solution pH, sorbent dose and temperature utilizando carvões ativados a partir de sementes de acácia-rubra.

Pode-se notar que o parâmetro “n” de Freundlich, o qual indica a afinidade do adsorvente pelo adsorvato, foi maior para o corante Preto Direto 22 (0,9543) em comparação com o Azul Reativo 198 (0,7748). O mesmo ocorreu com a estimativa da capacidade máxima de adsorção (q_{máx}), sendo de 0,4589 mg.g⁻¹ para o Preto Direto 22 e de 0,3288 mg.g⁻¹ para o Azul Reativo 198. Vale notar que o estudo cinético e de massa de adsorventes – nos quais foram utilizadas concentrações de 1,0 mg.L⁻¹ dos corantes - indicava que a adsorção de Azul Reativo 198 como mais eficiência, uma vez que se obteve maior eficiência e maior capacidade de adsorção para este corante. Entretanto, nota-se que o aumento da concentração pode beneficiar a adsorção do Preto Direto 22, como constatado no estudo de isotermas, o qual foi realizado com até 100,0 mg.L⁻¹.

Corante	Modelo	Parâmetro	Valor
Preto Direto 22	Langmuir	R^2	0,9259
		K_L (L.mg ⁻¹)	0,0026
		$q_{m\acute{a}x}$ (mg.g ⁻¹)	0,4589
	Freundlich	R^2	0,9382
		K_F (L.mg ⁻¹)	0,1960
		N	0,9543
Azul Reativo 198	Langmuir	R^2	0,9760
		K_L (L.mg ⁻¹)	0,0402
		$q_{m\acute{a}x}$ (mg.g ⁻¹)	0,3288
	Freundlich	R^2	0,9827
		K_F (L.mg ⁻¹)	0,0155
		N	0,7748

Tabela 2: Isotermas de adsorção dos corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 em casca de laranja.

4 | CONCLUSÃO

A utilização de casca e bagaço da laranja para remoção dos corantes Preto Direto 22 e Azul Reativo 198 em efluentes sintéticos mostrou-se efetiva obtendo, removendo 97,94% de Azul Reativo 198 ao utilizar 0,5 g de adsorvente, 85,51 % de Preto Direto 22 ao utilizar 1,0 g de adsorvente. O processo atingiu o equilíbrio com 60 para ambos os corantes. O fenômeno adsorativo pode ser descrito pelo modelo de cinética de pseudo-segunda-ordem e pelo modelo de isoterma de Freundlich, indicando quimiossorção e ocorrência de multicamada. A partir dos dados obtidos pode-se afirmar que os resíduos agroindustriais, como a casca e o bagaço da laranja, podem ser utilizados no tratamento de águas residuárias contendo Preto Direto 22 e Azul Reativo 198, abrindo a possibilidade de uma gestão de resíduos sólidos e líquidos econômica e ecológica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo fornecimento do corante utilizado nesta pesquisa, à cantina da Universidade Estadual Paulista pela doação das cascas de laranja e ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) pelo apoio financeiro desta pesquisa por meio do Processo PIBIC UNESP ID 37190 (2017) e do Processo PIBIC UNESP ID 42266 (2017-2018).

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, S. J.; SPOSITO, G. **Cesium-Adsorption Method for Measuring Accessible Structural Surface Charge**. Soil Science Society of America Journal, v. 55, n. 6, p. 1569–1576, 1991.
- BANAEI, A. *et al.* **Synthesis of silica gel modified with 2,2'-(hexane-1,6-diylbis(oxy)) dibenzaldehyde as a new adsorbent for the removal of Reactive Yellow 84 and Reactive Blue 19 dyes from aqueous solutions: Equilibrium and thermodynamic studies**. Powder Technology, v. 319, p. 60–70, 2017.
- BUSHRA, R. *et al.* **Current approaches and methodologies to explore the perceptive adsorption mechanism of dyes on low-cost agricultural waste: A review**. Microporous and Mesoporous Materials, v. 319. 2021.
- FRAGA, T. J. M. *et al.* **One step forward: How can functionalization enhance the adsorptive properties of graphene towards metallic ions and dyes**. Environmental Research, v. 184, 2020.
- HONG, G. B.; WANG, Y. K. **Synthesis of low-cost adsorbent from rice bran for the removal of reactive dye based on the response surface methodology**. Applied Surface Science, v. 423, p. 800–809, n. 30, 2017.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola - Lavoura Permanente**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/15/0>>. Acesso em: 2 jul. 2021.
- ISLAM, M. A. *et al.* **Mesoporous activated coconut shell-derived hydrochar prepared via hydrothermal carbonization-NaOH activation for methylene blue adsorption**. Journal of Environmental Management, v. 203, p. 237–244, 2017.
- KADHOM, M. *et al.* **Removal of dyes by agricultural waste**. Sustainable Chemistry and Pharmacy, v. 16, 2020.
- NASCIMENTO, K. K. R. DO. **Avaliação da remoção de corante têxtil presente em solução aquoso utilizando casca de laranja como adsorvente natural**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual da Paraíba, 2018.
- NASCIMENTO, K. K. R. DO *et al.* **Use of sweet 'Pêra' peel as an adsorbent in the treatment of textile effluents**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 23, n. 9, p. 716–722, 2019.
- POURRAHIM, S. *et al.* **Application of solid waste of ductile cast iron industry for treatment of wastewater contaminated by reactive blue dye via appropriate nano-porous magnesium oxide**. Environmental Pollution, v. 256, 2020.
- PURI, C.; SUMANA, G. **Highly effective adsorption of crystal violet dye from contaminated water using graphene oxide intercalated montmorillonite nanocomposite**. Applied Clay Science, v. 166, p. 102–112, 2018.
- RAMOS, B. D. P.; BOINA, R. F. **Retenção de íons metálicos de cobre e zinco em casca de maracujá amarelo**. Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades, v. 4, n. 26, 2016.
- RAMOS, B. DE P. *et al.* **Casca de maracujá como adsorvente de íons metálicos em efluente de galvanoplastia**. Brazilian Journal of Development, v. 5, n. 6, p. 6076–6091, 2019.

RANGABHASHIYAM, S.; SUJATA, L.; BALASUBRAMANIAN, P. **Biosorption characteristics of methylene blue and malachite green from simulated wastewater onto Carica papaya wood biosorbent.** *Surfaces and Interfaces*, v. 10, p. 197–215, 2018.

SARAVANAN, A. *et al.* **Optimization and modeling of reactive yellow adsorption by surface modified Delonix regia seed: Study of nonlinear isotherm and kinetic parameters.** *Surfaces and Interfaces*, v. 20, p. 100520, 2020.

SINGH, N. B. *et al.* **Water purification by using Adsorbents: A Review.** *Environmental Technology & Innovation*, v. 11, p. 187–240, 2018.

TANG, Y. *et al.* **Adsorption performance and mechanism of methylene blue by H₃PO₄- modified corn stalks.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 7, n. 6, 2019.

TEMESGEN, F.; GABBIYE, N.; SAHU, O. **Biosorption of reactive red dye (RRD) on activated surface of banana and orange peels: Economical alternative for textile effluent.** *Surfaces and Interfaces*, v. 12, p. 151–159, 2018.

VO, T. K. *et al.* **Facile synthesis of graphite oxide/MIL-101(Cr) hybrid composites for enhanced adsorption performance towards industrial toxic dyes.** *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 95, p. 224–234, n. 25, 2021.

ZHENG, H. *et al.* **An industrial scale multiple supercritical carbon dioxide apparatus and its eco-friendly dyeing production.** *Journal of CO₂ Utilization*, v. 16, p. 272–281, 2016.

ZHOU, YANBO *et al.* **Recent advances for dyes removal using novel adsorbents: A review.** *Environmental Pollution*, V. 252-parte A, 2019.

POTENCIAL DE APROVEITAMENTO DA BIOMASSA DE SISTEMA *WETLANDS* CONSTRUÍDOS PARA PRODUÇÃO DE BIOETANOL.

Data de aceite: 01/10/2021

Data de submissão: 06/07/2021

Eduarda Torres Amaral

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/4277751214087049>

Gisele Alves

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/7991977863109824>

Gustavo Stolzenberg Colares

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/6768352464180484>

Tiele Medianeira Rizzetti

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/3374616705744809>

Rosana de Cassia de Souza Schneider

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/9388200003536324>

Ênio Leandro Machado

Universidade de Santa Cruz do Sul, Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental.
Santa Cruz do Sul – RS
<http://lattes.cnpq.br/6922571767923420>

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial da massa verde remanescente do sistema *Wetlands* contruído (WC) para o aproveitamento de sua biomassa no desenvolvimento de bioprodutos, principalmente bioetanol. Para tanto realizou-se análise dos polissacarídeos por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência, na biomassa coletada em um sistema WC. As amostras foram das espécies *Hymenachne grumosa* e *Canna generalis*. Com a amostra de *C. generalis*, realizou-se as análises das partes separadas (material fino e material grosso). Com relação a biomassa úmida, obteve-se aproximadamente 4,68 kg m⁻² ano⁻¹ e 6,72 kg m⁻² ano⁻¹ para a *H. grumosa* e *C. generalis*, respectivamente. Constatou-se na biomassa verde de *H. grumosa* a composição em celulose e hemicelulose foi de 36,55% e 16,59% indicando que a maior parte da composição é proveniente do material lignocelulósico. Na amostra de *H. grumosa* encontrou-se um teor maior de celulose comparado a espécie *C. generalis*. Ambas espécies demonstraram ter potencial de aproveitamento para desenvolvimento de produtos biotecnológicos, incluindo a produção de bioetanol.

PALAVRAS- CHAVE: *Wetlands*; Biomassa; Bioprodutos.

BIOMASS USE POTENTIAL FROM WETLANDS SYSTEM CONSTRUED FOR BIOETHANOL PRODUCTION.

ABSTRACT: The objective of this work was to evaluate the potential of the remaining green mass of the constructed Wetlands system (WC) for the

use of its biomass in the development of bioproducts, mainly bioethanol. For that, an analysis of the polysaccharides by High Performance Liquid Chromatography was performed, in the biomass collected in a WC system. The samples were of the species *Hymenachne grumosa* and *Canna generalis*. With the sample of *C. generalis*, the analyzes of the separate parts (fine material and coarse material) were performed. Regarding the wet biomass, approximately 4.68 kg m⁻² year⁻¹ and 6.72 kg m⁻² year⁻¹ were obtained for *H. grumosa* and *C. generalis*, respectively. It was found in the green biomass of *H. grumosa* the composition of cellulose and hemicellulose was 36.55% and 16.59% indicating that most of the composition comes from lignocellulosic material. In the sample of *H. grumosa*, a higher cellulose content was found compared to the species *C. generalis*. Both species have shown to have potential for use in the development of biotechnological products, including the production of bioethanol.

KEYWORDS: *Wetlands*; Biomass; Bioproducts.

1 | INTRODUÇÃO

A necessidade de proteção ambiental e de saúde pública têm atraído a atenção global, por meio de projetos de tratamento de águas residuais mais sustentáveis. As áreas úmidas construídas ou *Wetlands* Construídos (CWs) podem desempenhar um papel estratégico na recuperação e reutilização de águas residuais de diferentes tipos de regiões. Esses sistemas são usados em todo o mundo como sistemas de purificação de água econômicos e sustentáveis para diferentes tipos de fontes de águas residuais como esgoto, mineração, escoamento urbano, etc. (POSTILA; HEIDERSCHIEDT, 2020). Devido à sua maneira econômica e ecológica de tratar águas residuais, os CWs foram desenvolvidos como uma alternativa nas últimas seis décadas aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuais centralizado (LIU *et al.*, 2021).

Uma das abordagens para manter o desempenho do tratamento com CWs e controlar as macrófitas emergentes invasivas é a coleta de biomassa física, uma vez que remove nutrientes e controla a expansão da vegetação (BANSAL *et al.*, 2019). A composição química das macrófitas, como acontece com biomassas lignocelulósicas, pode ser uma fonte adequada de carbono e nutrientes para processos biotecnológicos (RABEMANOLONTSOA; SAKA, 2012). A biomassa tem potencial de ser matéria-prima para a produção de uma ampla gama de bioprodutos de valor agregado, como os orgânicos (butírico, acético e propiônico) (DUTRA *et al.*, 2019), aditivo para rações nas indústrias de aves (MOBIN *et al.*, 2019), biofertilizantes (SUGANYA *et al.*, 2016) e outros.

A biomassa resultante pode ser considerada para obtenção de produtos de valor agregado e recursos potenciais para outros processos, especialmente na geração de energia renovável, que podem resultar em uma produção mais limpa. (KURNIAWAN *et al.*, 2021) As macroalgas possuem sua biomassa rica em carboidratos, úteis para a produção de bioetanol. O bioetanol de biomassa de algas é uma opção sustentável e ecologicamente correta de produção de biocombustível renovável. (RAMACHANDRA; HEBBALE, 2020).

Portanto, a biomassa remanescente do cultivo de macrófitas pode produzir bioprodutos de valor agregado para diferentes tipos de indústrias e vem atraindo a atenção de pesquisadores ao longo dos anos. Entretanto, ainda existe uma carência de trabalhos na literatura investigando alternativas de aplicação da biomassa produzida no tratamento de águas residuárias por sistemas de WCs. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial reaproveitamento de duas espécies de macrófitas empregadas no tratamento de efluentes urbanos visando reconhecer a sua potencialidade para o desenvolvimento de bioprodutos, mais especificamente o bioetanol.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento do presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), a qual tem capacidade para tratar $360 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$. Composto por tratamento primário com uma unidade de reator anaeróbio/biofiltro da marca Bakof Tec com volume de 1450 L e dois WCs sequenciais com volume de 1000 L cada. O primeiro WCs foi projetado como um sistema de ilhas flutuantes (*Floating Treatment Wetlands*). Já a unidade seguinte de tratamento era composta por um WC de fluxo vertical (WCFV), preenchida com brita n. 0 e n. 1 e seixos no fundo para drenagem, e semanalmente carregada com 350 L de efluente. A unidade foi vegetada com macrófitas das espécies *H. grumosa* e *C. generalis*, e foi integrada a células de combustível microbianas (CCMs) compostas por eletrodos de grafite conectados a fios de aço inox dispostos em diferentes profundidades da caixa. Mais informações sobre o sistema de tratamento desenvolvido podem ser obtidas em (DELL'OSBEL *et al.*, 2020).

As amostras de biomassa de *C. generalis* e *H. grumosa* foram coletadas nestes sistemas WCFV + CCM, na qual a manutenção da biomassa (corte da parte aérea a 30 cm do substrato) foi conduzida com uma frequência de aproximadamente 4 meses durante o ano de monitoramento. Após serem pesadas, amostras das duas espécies foram coletadas e secas em estufa a 50°C durante 48 h. A cominuição das amostras foi realizada em moinho de facas.

Para a caracterização inicial das amostras foram realizados testes de umidade na balança de precisão (OHAUS, MB200). A determinação do teor de cinzas totais foi realizada em uma mufla a 575°C por 6 h, até massa constante. A determinação de carboidratos foi realizada conforme a metodologia recomendada pelo *National Renewable Energy Laboratory* (NREL) dos Estados Unidos (VAN WYCHEN; LAURENS, 2016). Todas as análises foram realizadas em triplicata. No caso da amostra da espécie *C. generalis*, optou-se por realizar as análises das partes separadas (material fino e material grosso) devido à dificuldade de fragmentação total da biomassa no moinho de facas.

3 | RESULTADOS

Em relação a produtividade de biomassa, considerando o somatório de 3 podas realizadas no sistema (março, agosto e dezembro de 2019), obteve-se a geração de biomassa úmida de aproximadamente 4,68 kg m⁻² ano⁻¹ e 6,72 kg m⁻² ano⁻¹ para a *H. grumosa* e *C. generalis*, respectivamente.

O teor de umidade encontrado nas amostras foi de 9,09 ± 0,55% e 13,73 ± 2,30% para *H. grumosa* e *C. generalis* respectivamente. Já o teor de cinzas foi de 11,49 ± 1,75% e 10,41 ± 0,37% para *H. grumosa* e *C. generalis*, respectivamente. O teor de cinzas não apresentou diferença significativa (p>0,05) com relação as duas faixas granulométricas separadas após a moagem para a *C. generalis*, ou seja, o fato de parte da amostra não ficar totalmente moída não apresentou diferenças entre as amostras. Para obter uma amostra mais homogênea após a moagem a amostra deverá secar por mais tempo.

Na Tabela 1 está apresentada a composição da biomassa das duas espécies coletadas nos sistemas WCs. Observa-se que para a biomassa verde de *H. grumosa* o somatório dos parâmetros analisados na composição total foi em média 99% indicando que a maior parte da composição é proveniente do material lignocelulósico como mostra a Figura 1. Observa-se que a espécie *H. grumosa* apresenta um teor maior de celulose comparado a espécie *C. generalis*. No entanto, ambas têm potencial para o aproveitamento para desenvolvimento de produtos biotecnológicos, considerando principalmente a produção de hidrolisados, os quais podem ser fermentados para a produção de bioetanol.

	Réplicas	Glicose	Xilose	Arabinose	Lignina	Cinzas	Umidade	Total
H. grumosa	1	37,35	13,94	3,17	27,00	13,50	9,71	104,67
	2	36,40	13,58	3,06	23,17	10,33	8,74	95,27
	3	35,91	13,15	2,87	25,75	10,65	8,82	97,16
C. generalis (partículas finas)	1	19,21	7,06	4,11	28,74	10,01	14,71	83,83
	2	19,18	7,40	4,73	27,24	10,50	11,11	80,17
	3	19,32	7,28	4,05	27,67	10,72	15,38	84,42
C. generalis (partículas grossas)	4	22,58	8,32	4,72	29,67	9,89	14,00	89,17
	5	22,15	7,14	2,70	27,32	9,49	14,56	83,36
	6	22,13	7,22	2,71	27,98	10,77	14,00	84,80

Tabela 1 - Composição da biomassa em (%) de *H. grumosa* e *C. generalis*, considerando a separação em partículas finas e grossas ocorrida na cominuição.

Assim como, outros biocombustíveis já estudados a partir de biomassa do corte de WCs, como para energia térmica (CIRIA *et al.*, 2005) ou produção de metano (MELTS *et al.*, 2019), a produção de bioetanol pode ser promissora quando pensamos no teor de celulose e hemicelulose que a biomassa pode conter. Por outro lado, o uso da biomassa hidrolisada para

produção de outros biocompostos pode ser uma forma de aproveitamento de uma biomassa residual, incentivando a construção de WCs, como já é observado para biorrefinarias de microalgas (SYRPAS; VENSKUTONIS, 2020).

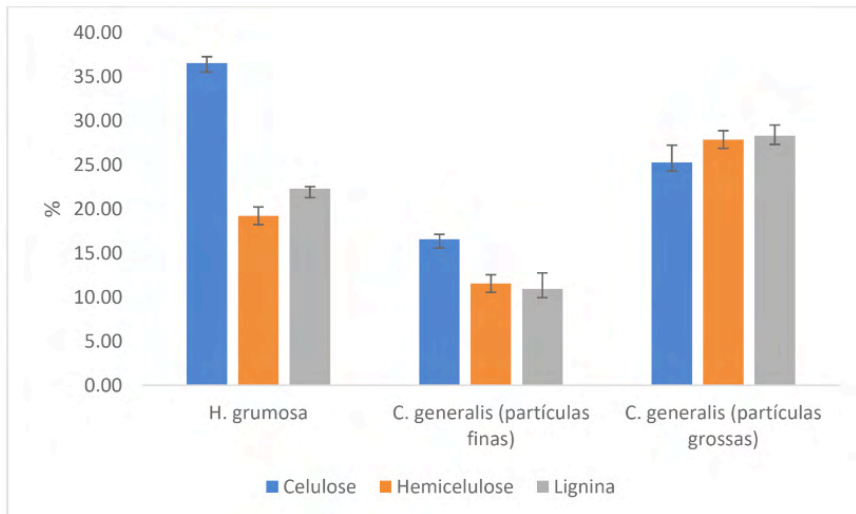


Figura 1. Composição de polissacarídeos das biomassas coletadas do sistema WCs.

Para a previsão de produção utilizou-se a relação de 1:0,51 de glicose e etanol utilizando a *Saccharomyces cerevisa* e partindo de várias biomassas (DE SOUZA SCHNEIDER *et al.*, 2017; LAMB *et al.*, 2018) e a relação de 1:0,92 de pentoses e hexoses utilizando a cepa etalonogênica metabolicamente modificada de *Escherichia coli*, obtida em experimentos com biomassa de microalgas (WERLANG *et al.*, 2020). Para ambos os microrganismos se considera as concentrações teóricas de etanol, potenciais para os valores de glicose, xilose e arabinose obtidas na hidrólise com ácido concentrado. Assim, constata-se que há potencial de produção de etanol a partir da biomassa verde colhida no processo WCFV + CCM. Na Figura 3, pode ser observada a potencialidade de produção de etanol a partir da biomassa de *H. grumosa* e *C. generalis* considerando diferentes rotas de conversão.

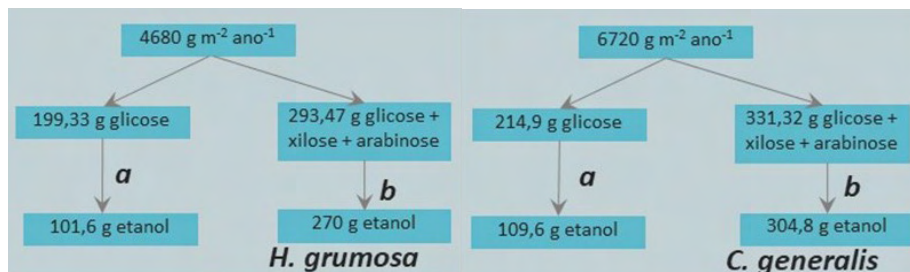


Figura 3. Potencialidade de produção de etanol a partir de biomassa de *H. grumosa* e *C. generalis* considerando rota a) conversão de glicose com *Saccharomyces cerevisiae* e rota b) *Escherichia coli* metabolicamente modificada.

4 | CONCLUSÕES

Observou-se a partir dos resultados apresentados anteriormente, que é possível obter etanol a partir de mais de 50% da amostra dependendo da rota de produção, considerando o método de hidrólise, os microrganismos empregados na fermentação e a formação de inibidores da fermentação. Neste contexto, constata-se que há potencial e que um estudo experimental com as duas espécies é possível; no entanto, a *H. grumosa* apresenta um teor maior de celulose facilitando o processo de fermentação por rotas tradicionais. Para ambas, se considerarmos a conversão de celulose e hemicelulose em monossacarídeos será necessário o emprego de microrganismos etanologênicos que utilizam rotas de conversão de hexoses e pentoses em etanol.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – protocolo 310228/2019-0.

REFERÊNCIAS

- BANSAL, S. *et al.* Typha (Cattail) Invasion in North American Wetlands: Biology, Regional Problems, Impacts, Ecosystem Services, and Management. **Wetlands**, 39, n. 4, p. 645-684, 2019.
- CIRIA, M. P. *et al.* Role of Macrophyte Typha latifolia in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. **Biosystems Engineering**, 92, n. 4, p. 535-544, 2005.
- DE SOUZA SCHNEIDER, R. d. C. *et al.* Bioethanol Production from Residual Tobacco Stalks. **Current Journal of Applied Science and Technology**, p. 1-9, 2017.
- DELL'OSBEL, N. *et al.* Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: Increased nutrient removal and landscape potential. **Ecological Engineering**, 158, p. 106072, 2020.

DUTRA, J. C. F. *et al.* Biodegradability study of *Egeria densa* biomass using acid and basic pre-treatments for use in bioprocessing of energy products. **Bioresource Technology Reports**, 6, p. 279-284, 2019.

KURNIAWAN, S. B. *et al.* Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. **Science of The Total Environment**, 790, p. 148219, 2021.

LAMB, C. d. C. *et al.* Bioethanol production from rice hull and evaluation of the final solid residue. **Chemical Engineering Communications**, 205, n. 6, p. 833-845, 2018.

LIU, H. *et al.* Sustainable utilization of wetland biomass for activated carbon production: A review on recent advances in modification and activation methods. **Science of The Total Environment**, 790, p. 148214, 2021.

MELTS, I. *et al.* Combining bioenergy and nature conservation: An example in wetlands. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 111, p. 293-302, 2019.

MOBIN, S. M. A. *et al.* Commercially important bioproducts from microalgae and their current applications – A review. **Energy Procedia**, 160, p. 752-760, 2019.

POSTILA, H.; HEIDERSCHIEDT, E. Function and biomass production of willow wetlands applied in the polishing phase of sewage treatment in cold climate conditions. **Science of The Total Environment**, 727, p. 138620, 2020.

RABEMANOLONTSOA, H.; SAKA, S. Characterization of Lake Biwa Macrophytes in their Chemical Composition. **Journal of the Japan Institute of Energy**, 91, p. 621-628, 2012.

RAMACHANDRA, T. V.; HEBBALE, D. Bioethanol from macroalgae: Prospects and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 117, p. 109479, 2020.

SUGANYA, T. *et al.* Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 55, p. 909-941, 2016.

SYRPAS, M.; VENSKUTONIS, P. R. Chapter 6 - Algae for the production of bio-based products. *In*: GALANAKIS, C. M. (Ed.). **Biobased Products and Industries**: Elsevier, 2020. p. 203-243.

VAN WYCHEN, S.; LAURENS, L. M. L. **Determination of Total Carbohydrates in Algal Biomass: Laboratory Analytical Procedure (LAP)**. United States: 2016-01-13. 2016.

WERLANG, E. B. *et al.* Bioethanol from hydrolyzed *Spirulina* (*Arthrospira platensis*) biomass using ethanologenic bacteria. **Bioresources and Bioprocessing**, 7, n. 1, p. 27, 2020.

CAPÍTULO 25

URBAN OPEN SPACES RE-USE: DESIGN STRATEGIES

Data de aceite: 01/10/2021

Rossella Franchino

Università degli Studi della Campania “Luigi Vanvitelli”, Department of Architecture and Industrial Design, Aversa – Italy

Caterina Frettoloso

Università degli Studi della Campania “Luigi Vanvitelli”, Department of Architecture and Industrial Design, Aversa – Italy

Nicola Pisacane

Università degli Studi della Campania “Luigi Vanvitelli”, Department of Architecture and Industrial Design, Aversa – Italy

ABSTRACT: The paper identifies appropriate design strategies of urban open space re-use that operate according to the logic of mitigation and adaptation and that allow the conservation and redevelopment of natural resources in the area and the connection between ecological and environmental values for an overall enhancement of the built environment.

The re-use of urban open spaces focused on activation of new processes of functional, environmental and social reconnection, well satisfies some needs that can be traced back to the thorny issue of safety and, in general, to the improvement of the quality of life. In particular, the following considerations start from the idea of reconstructing the relations between the natural and built environment through a “productive” development of the territory and they share the interest for environmentally friendly technologies

use.

The paper also will show design proposal in contexts characterized by specific critical social and technological-environmental issues. The re-use strategies, the natural and landscape reconfiguration, the usability in general are all closely related aspects to achieving a renewed ecological-environmental quality of the territory as a whole.

KEYWORDS: Open space re-use, environmental quality, systemic approach, cartographic open data.

1 | TERRITORIAL ANALYSIS THROUGH CARTOGRAPHIC DATA (NICOLA PISACANE)

This contribution introduces to land analysis through the cartographic study by means of methodologies and tools specific to the discipline of mapping and large-scale drawing. Drawing, in fact, as a medium of communication allows not only the visualization but also synchronous and diachronic comparisons of an area through comparative reading of data and information.

In particular, at territorial scale data has to be collected into a single technology platform, a GIS system that manage the urban data and information. This representation system has enabled transferring information on different fields of interest, which constitute an open and dynamic system of knowledge. The overlay of information provides judgment and evaluation

tools, analytical and synthetic of the territorial area, competing with the representation of reality and its critical description for the exploitation of the territory through choices made based on active and dynamic monitoring.

Furthermore many data has been acquired by in situ survey through geolocation systems that allow to track a map in real time. This technological opportunity has completely changed the way in which urban space is perceived and represented. Realtime, sensors, GPS devices, information sharing today allow the experimentation of new forms of land design. The city is therefore the best laboratory for these new modes of surveying and representation. Digital systems then become the media for sharing information. Such devices and systems, however, should not be understood as a prevarication of man and his experience by virtue of widespread technology, but as means that promote man's relationship with the territory. Today, the pervasiveness of satellite images obtained with great simplicity and usable from any mobile device, app or map search engines give us with extreme simplicity visions of the planet always updated and always more precise through road maps, satellite photos, hybrid representations, with 360-degree photographic visualizations or even with applications that simulate three-dimensionality through augmented reality that represents a new frontier, overcome the convergence between the real world and the virtual world is coming to fruition. The goal of mapping the entire Earth's surface is reached, the web map platforms are beginning to explore not only metaphorically new planets. This innovation is no stranger to public administrations, which are increasingly offering the possibility of consulting, using and downloading map and data-base data from their web portals. The user today at any level is lucky enough to be able to access territorial information with extreme simplicity by acquiring data that is always up-to-date, accurate and questionable useful for the acquisition of knowledge or for subsequent elaborations. A participatory model that through the contribution of users continuously grows content, integrating it with others, generating a complex knowledge of the territory through which the content is shared with other users ensuring, although still with some limitations, the dissemination of knowledge through an increasingly direct and collaborative relationship between users so that they are all more actively and directly involved in decisions and choices through a platform of information and communication technology easily accessible to everyone via the web (Dent et al, 2008). Participation must take place at three levels: information, consultation and active participation; only dynamic involvement can help to deepen the knowledge of any territory. We move on to a modern concept of belonging to a territory in the need of knowledge and transparency and therefore communication, aimed at a comprehensive strategy of reorganization. The process must re-establish a two-way communication system with all stakeholders in continuous feedback of information that flows into a single integrated system.

This paper will present the cartographic analysis carried out through GIS (Geographical Information System) platform of a large area in Pozzuoli Municipality in Italy. The case study, related to a large open space close to coastline, will be an example of the methodological

approach used and therefore extendable to other territories (Peter et al., 2015).

Specifically for the area of interest of the applications subsequently discussed, attention was focused on the analyses related to the development of the municipal territory, to transformation of the area during the time and to services and mobility system available for citizens and tourists (Figure 1). The area, during the time, has been changed not only through the human action, but also for natural phenomena that changed the profile of coastline (Figure 2). Therefore, the GIS platform has been populated with cartographic data that testify to the urban evolution of the building through the comparison of maps and satellite data. This information was taken from the National Italian Geoportal which through the WMS (Web Map Service) offers raster layers with both historicized and current national extension.

This service together with WFS (Web Feature Service) one allows under the 2007/2/CE Directive “to download copies of territorial data sets or part of them and, where feasible, to access them directly”. The WFS protocol provides, similar to WMS, a simple web interface to directly request vector geographical objects with descriptions of the individual spatial objects contained within the area of interest to be processed (spatial coordinates and any alphanumeric attributes). Data collected are in particular related to ‘Inventory of the use of the lands of Italy’ and ‘Corine Land Cover (year 2012)’. These vector layers have been uploaded inside the GIS platform in order to evaluate the hypothesis of re-use of some urban areas in the case study area. These IT media provide with a map and data base containing information from differentiated surveys and analyses and useful support for decision-making.

Satellite data instead has also been taken through the XYZ tool that allows the overlay of satellite images taken from geographical portals such as BingMap and Google Map. With reference to vector data, the source was the database of Regione Campania and ISTAT which reports datasets of population census results in 1991, 2001 and 2011 that also gives back useful data and evaluations related not only to increases and decreases in the population but also related to construction and its quality.

Specifically the GIS project has stratified the municipal information, not only referring to the infrastructure of connection and services of the municipal areas but also the analysis of the evolution of the built-up areas and the evaluations related to the increase in the population and buildings (Figure 3).

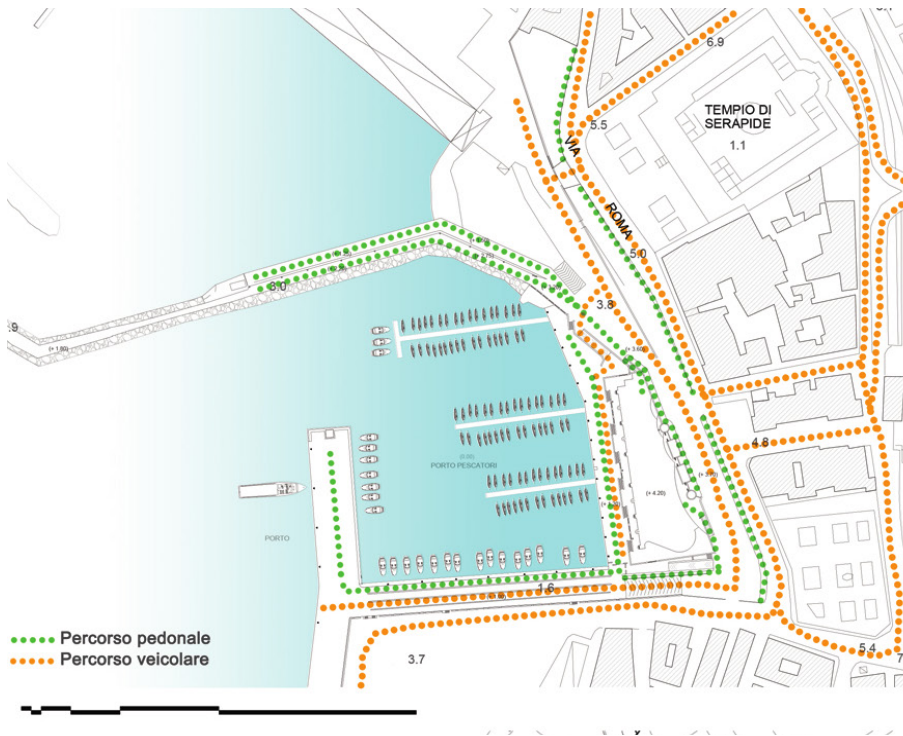


Figure 1 - Pozzuoli study area: vehicular and pedestrian paths. (Credit: L. De Nicola).



Figure 2 - Pozzuoli study area: Cartographic comparison during years 1981, 2003, 2020. (Credit: L. De Nicola).



Figure 3 - Pozzuoli Study area: potential and critical aspects. (Credit: L. De Nicola).

21 FROM INITIAL ANALYSIS TO DESIGN STRATEGIES (ROSSELLA FRANCHINO)

As part of the interventions of environmental rebalancing of highly urbanized contexts, it is particularly important to renew open spaces (Bassani 2011) (Marcus e Francis 1998) (Wolley 2004) that are configured as complex systems capable of acquiring the role of nodal elements. The renewal of these spaces constitutes an added value for the urban fabric, especially in the presence of unfavourable environmental conditions or when the eco-systemic balance is compromised, playing a significant role in the activation of revitalization processes.

The analysis and design technologies that can be used in the re-use of degraded urban areas interventions differ from the traditional ones used for a single building or in building contexts, since being applied to the environment, they must consider a complexity of variously interrelated factors.

The environmental transformations are dynamic and depend essentially on how the moving systems are inserted and possibly alter the static systems. Among the dynamic systems, it is worth mentioning the energetic and service ones as well as those that regulate mobility. Precisely due to this specificity, an appropriate analysis method could be the matrix, where the environmental characteristics are associated to the factors that have an influence on them with a gradual assessment reported in the intersection element. The system, based

on the matrix representation, despite its schematic nature, can represent a methodology that allows to approach the complexity of the object under analysis.

This methodology also allows to observe the environment in its uniqueness and unrepeatability since everywhere physical and biological transformation processes can be configured which do not appear anywhere else except for their basic characteristics. In order to address a re-use of degraded urban areas study with the aforementioned conditions, a preliminary analysis is particularly important, with it consisting of a careful and detailed examination of the environmental conditions of the context to be studied so as to not only highlight what the factors that determine the degradation conditions are, but also classify them on a functional sensitivity scale. It is therefore possible to understand upon which elements to intervene and how to carry out any interventions that can truly obtain a new and recovered environment. Moreover, this preliminary stage must be able to identify among the various possible conditions to be achieved, what may be defined as valorisation, i.e. what allows for the best use of the natural resources (landscape, climate, etc.), but also controls the ecological footprint that the proposed intervention has on the environment that surrounds it.

To this end, a methodology for collecting information and knowledge is proposed for the preliminary analysis phase, which can be defined as territorial audit. The audit differs from the usual surveys on the conditions of a territory because it is carried out by drawing information and knowledge from all information sources, from all those who operate at any level of responsibility and use. In the audit, the prevailing information is provided by knowledge, even if not fully expressed, which entails co-responsibility in the quality and quantity of the information on the part of those who provide it.

A well-established method of audit carried out to date in categories of problems in other sectors, for example the energy audit, is the interview based on a targeted questionnaire. This tool makes it possible to acquire non-library information and therefore to have available a mass of knowledge whose criticality can be modulated for the purposes of the result to be pursued. Downstream of the definition of the audit, precisely because of the peculiarity of the same, the results obtained can be transferred in graphical presentations, possibly graph-numerical and used for the drafting of an environmental detection card, “degradation sheet” that allows a quick and complete reading of all environmental damage of the site and can provide valid technical indications eco-oriented for a subsequent deepening of the environmental control and enhancement intervention.

In addition, from the analysis, the transition to the project still has a particular typicality when the object of the design is the protection of the local environmental conditions from the impact of development and anthropisation. Thus, the project must be run by a unified multidisciplinary professionalism through a coordination that always takes into consideration the goals of the design as well as the factors that it must review and change as they evolve. The structure of the redevelopment project is, therefore, complex and based on an integrated and coordinated set of interventions on the mobility and viability, the green and furniture, plant

and infrastructure systems, relationship spaces, the building envelopes. The objectives are to qualify life, protect health, enhance safety, facilitate the relationships between the inhabitants. To approach the planning of activities for the environmental rebalancing of urbanized territories requires carefully identifying the possible interference between the natural and anthropogenic aspects with the issues related to the sustainability of urbanization, conservation of biodiversity, the controlling of the use of the land and territorial fragmentation (Franchino, 2017). The redevelopment interventions of the territory move with particular interest, among other aspects, towards the ecological conservation of biodiversity (Francis, Chadwick 2013) (Elmqvist et al., 2013) in order to safeguard the natural processes that form the basis of the survival of ecosystems. To arrive at an applicative definition of the concepts previously discussed, is presented below a redevelopment design proposal of four adjacent urban open spaces in Lusciano municipality (Italy) which, due to its highly urbanized features, presents itself as an interesting application of productive redevelopment using eco-oriented technology strategies (Figure 5). The results of the initial climate-environmental analysis relating to the urban open spaces studied allowed a preliminary understanding of the environmental issues of these areas (Figure 4). This has enabled the following to be calibrated appropriately the environmental recovery interventions that improve the relations between the site and the environment with maximum sustainability capacity. For each of these urban areas, the application of appropriate and innovative systems of urban farming have been hypothesized that transform the areas, often characterized by degradation and degeneration, into completely renewed contexts and, at the same time, also helps to stimulate productive activities. Specific attention is also paid to technologies for the recovery of rainwater using passive systems such as green street and rain garden.

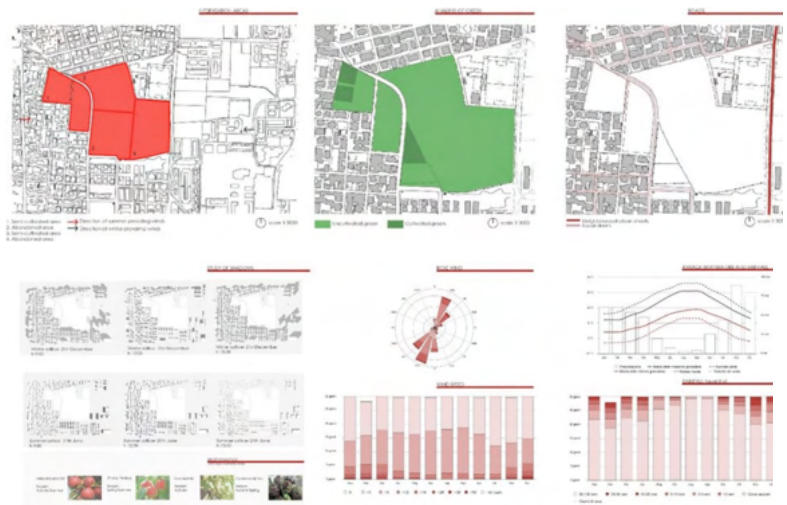


Figure 4 - Re-use of urban areas in Lusciano (Italy)_initial analysis (Credits: C. Brio Albano, M. Calabrese, Y. D'Aniello, R. Gala).



Figure 5 - Re-use of urban areas in Lusciano (Italy)_concept proposal (Credits: C. Brio Albano, M. Calabrese, Y. D'Aniello, R. Gala).

3 | THE SYSTEMIC APPROACH: IMPROVING FRUITIVE AND ENVIRONMENTAL QUALITY (CATERINA FRETTOLOSO)

Public open spaces represent the main resource available to public administrations on which to build integrated and wide-ranging policies of urban planning, morphological and functional requalification of the urban fabric and social and economic regeneration (Biennial of Public Space, 2013), but this resource must be managed according to a systemic approach. The role that not only the built heritage but above all open spaces can play as tools for rebalancing the environment and mitigating the effects of climate change and, in general, in support of urban regeneration processes, strongly emerges. This awareness, from a proposal point of view, translates into the experimentation of methodological approaches in which the collective space, in its different declinations, is interpreted as an articulated system whose different levels of accessibility, usability, permeability and naturalness characterise its specific quality.

The importance of open spaces on an urban scale can in fact be traced back to a series of thematic areas such as: redevelopment for the promotion of social function, recovery of ecological-environmental value, maintenance of services for adaptation to climate change, preservation of the natural territory from progressive urbanisation (Rebeschini, 2013). The organisational system of open spaces in re-use interventions must therefore respond to specific functional needs dictated by modes of collective life increasingly oriented towards a growing flexibility that does not mean, as often occurs, the lack of a design choice. Rather, it means working on the recognisability of surfaces and the comfort of spatial elements, according to an integrated approach to design in which technological and functional aspects necessarily intertwine with social and environmental ones.

Especially if we think in terms of “environmental and ecological functions” and,

therefore, of “ecosystem services” (microclimatic improvement, noise protection, influence on the hydrological cycle - rainwater management, identification of habitats for wild plants and animals), a methodological approach centred on the concept of “micro-intervention” and “connection” could be strategic.

The idea recalls the concept of urban acupuncture introduced by Jaime Lerner. This approach *“thanks to the identification of particularly sensitive areas, predisposed to real ‘micro-surgery’ operations, [suggests] small non-invasive operations capable of subsequently extending their effects to the surrounding area, supporting new evolutionary stages of the system. This operating method works with small dimensions, finding in the ‘micro-formula’ the effectiveness of the action. This is a line of reasoning that covers both spatial and social issues”* (Sciarrone, 2015). The micro formula not only allows for greater control over the project itself and its subsequent management, but also contributes to the re-composition of the full/empty, building/open space relationship through the creation of a connective tissue that acts as a “complete” but also “infiltrating” system with respect to the urban context responding, moreover, to the need to *“encourage the growth of urban quality, accessibility and permeability of use. Open spaces such as internal courtyards, abandoned residual micro-areas, interstitial spaces between buildings can offer significant potential for regeneration: the redesign and differentiation of routes, the inclusion in networks and ecological corridors, allow these micro-spaces to be included in an integrated environmental system in transformation”* (Boeri, 2017).

In fact, the fruitful and environmental improvement of urban environments also lies in the fact that they can be connected in a network whose connections are functional to movement and, in general, to the creation of an articulated system of spaces characterised by different levels of naturalness in which, that is, green and grey areas alternate and integrate to respond to the current environmental and functional criticalities. This approach, starting from an in-depth knowledge of the existing connective fabric and of the users’ ways of physically and perceptually using the city itself, can be interpreted as a tool for creating the necessary conditions for both functional and environmental improvement and for mending the built environment of the intervention context.

In some experiments, this reconnection starts from the built environment to activate renaturalisation mechanisms, creating high-performance micro spaces that become pieces of a larger urban mosaic. One of Hamburg’s objectives, for example, in response to climate change, is to become greener by planting a total of one hundred hectares of green roofs in the metropolitan area over the next decade. This solution was arrived at after assessing that green roof are more cost-effective than extending the sewerage system to cope with the greater amount of rainwater expected in the future. The connection of urban open spaces is important for several reasons. From an ecological point of view, for the improvement of the ecosystem quality, it allows to create corridors and connections to avoid confinement in closed biotopes. From the user’s point of view, the networking of urban spaces makes movement safer and access to individual spaces easier. Also, according to structural considerations,

connected spaces are more effective in articulating the urban fabric and facilitating orientation. Finally, from the environmental point of view, the network logic allows the preservation of the natural resources present in the territory and the connection between the environmental and landscape values of the areas for an overall enhancement of the territory.

It is therefore necessary to operate according to regenerative cycles capable of activating transformation processes closely linked to resilience through actions of adaptation of urban systems so that they increase their adaptive capacity in situations of anthropic and environmental criticality (Figure 6).

In this scenario, the capacity of open spaces to combine social, environmental, and economic values is strengthened and, therefore, the key role they play within the city system as catalysts (not only in relation to usability and comfort but also to cultural identity) in the activation of diversified processes of urban regeneration. These transformation processes often also involve compromised areas which, according to this approach, can take on a new function in the socio-economic dynamics of the city (Figure 7): new poles of attraction, new connection systems, an increase in environmental quality and, finally, an increase in safety through the conscious and correct use of the recovered spaces.

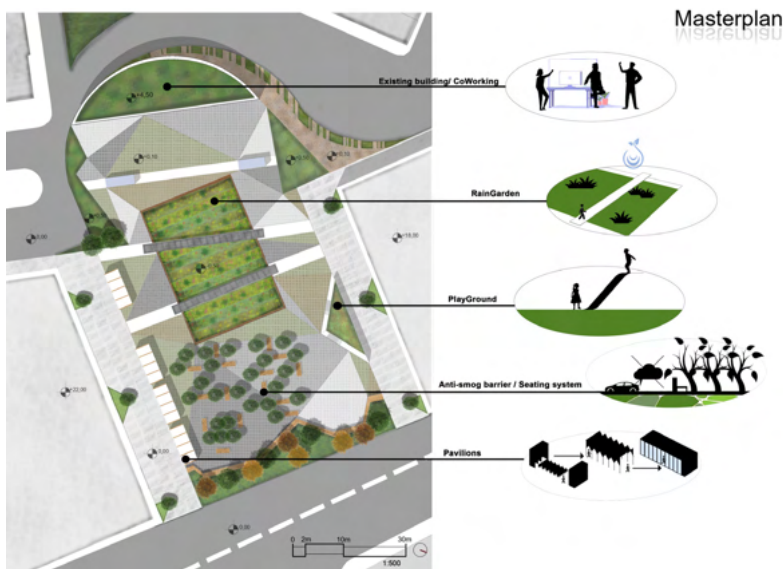


Figure 6 - Eco-oriented strategies for the temporary re-use of collective spaces. (Credit: Felice Piccolo).



Figure 7 - Tempelhof Airport, Berlin 2019. (Credit: C. Frettoloso).

4 | CONCLUSIONS

Starting from the considerations matured by the authors in the field of research on the collective urban open spaces re-use, the importance to define design strategies closely related both to an appropriate representation of the territory and to a technological-environmental analysis emerges.

The paper also stresses the need to adopt a systemic approach to the design of urban open spaces to optimise the available natural resources and enhance their role as activators of social, ecological and environmental regenerative processes.

ACKNOWLEDGEMENTS

The paper is the result of a scientific work, carried out in collaboration by the two authors. In particular: N. Pisacane is the author of the paragraph: “Territorial analysis through cartographic data”; R. Franchino is the author of the paragraph: “From initial analysis to design strategies”; and C. Frettoloso is the author of the paragraph: “The systemic approach: improving fruitful and environmental quality”.

REFERENCES

Bassani R. (2011) Spazio aperto e dinamica urbana, Maggioli Editore.

Biennial of Public Space, *The Charter of Public Space*, Roma, 2013. Retrieved from <https://drive.google.com/file/d/0B5-VDOO42qGmQ1IXRFhkaFRLTDA/view>.

Boeri A. (2017), "La rigenerazione degli spazi urbani: qualità e sostenibilità ambientale" in *Urban micro-design. Tecnologie integrate, adattabilità e qualità degli spazi pubblici* by Valentina Gianfrate and Danila Longo, Franco Angeli.

Dent B., Torguson J., Hodler T. (2008), *Cartography: Thematic Map Design*, McGraw-Hill Education.

Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Guneralp B., Marcotullio P., J., McDonald R., Parnell S., Schwenius M., Senstad M., Karen C. S., Wilkinson C., (2013) *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*, Springer Open.

Franchino R. (2017). "Lo spazio antropizzato come ecosistema urbano" in *Open spaces as dynamic urban environments*, by Franchino Rossella and Frettoloso Caterina, EdicomEdizioni.

Francis M.A., Chadwick M.A. (2013), *Urban Ecosystems: Understanding the Human Environment*, Routledge, New York.

Marcus C.C., Francis C. (Ed.), *People Places – Design Guidelines for Urban Open Spaces*, Second Edition, John Wiley & Sons, 1998.

Peter A. Burrough, Rachael A. McDonnel, Christopher D. Loyd (2015), *Principles of Geographical Information Systems*, OUP Oxford.

Rebeschini S. (2013), "Verde urbano ed azioni di adattamento ai cambiamenti climatici: fattori di successo nelle città europee" in Francesco Musco, Edoardo Zanchini (a cura di) *Le città cambiano il Clima*, Corila, Venezia.

Sciarrone C. (2015), "RE-Strategy: prototipi di (ri)attivazione per nuove formule di accessibilità urbana", *Ri-vista*, no. 01, pp. 62-77.

Wolley H. (2003), *Urban Open Spaces*, London: Taylor & Francis.

SOBRE O ORGANIZADOR

Cleiseano Emanuel Da Silva Paniagua - Técnico em química pelo Colégio Profissional de Uberlândia (2008), Bacharel em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (2010), Licenciado em Química pela Universidade de Uberaba (2011) e em Ciências Biológicas pela Faculdade Única (2021). Especialista em Metodologia do Ensino de Química e em Docência do Ensino Superior pela Faculdade JK Serrana em Brasília (2012). Mestre em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (2015), com ênfase em desenvolvimento de bioadsorvente para remoção dos íons metálicos As(V), Sb (III) e Se (IV) em diferentes matrizes aquáticas. Doutor em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (2018), com ênfase em Processos Oxidativos Avançados [fotocatálise heterogênea ($\text{TiO}_2/\text{UV-A}$ e $\text{TiO}_2/\text{Solar}$, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV-C}$) para remoção de contaminantes de interesse emergente (CIE) em diferentes matrizes aquáticas. Atualmente realiza Pós-doutorado (maio de 2020 a maio de 2022) na Universidade Federal de Uberlândia com ênfase em aplicação de novos agentes oxidantes empregando radiação solar para remoção de CIE em efluentes provenientes de estação de tratamento de esgoto. Possui 11 anos de experiência como técnico em química no Instituto Federal de Goiás, tendo atuado como responsável por análises de parâmetros físico-químicos e biológicos de águas e efluentes provenientes de estação de tratamento de esgoto. Atualmente, vem atuando nas seguintes linhas de pesquisa: (i) Desenvolvimento de novas metodologias para tratamento e recuperação de resíduos químicos gerados em laboratórios de instituições de ensino e pesquisa; (ii) Estudos de monitoramento de CIE; (iii) Desenvolvimento de novas tecnologias avançadas para remoção de CIE em diferentes matrizes aquáticas; (iv) Aplicação de processos oxidativos avançados ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV-C}$, $\text{TiO}_2/\text{UV-A}$ e foto-Fenton e outros) para remoção de CIE em efluentes provenientes de estação de tratamento de esgoto para fins de reutilização; (v) Estudo e desenvolvimento de novos bioadsorventes para remediação ambiental de CIE em diferentes matrizes aquáticas e (vi) Educação Ambiental.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Adsorção 85, 232, 249, 250, 251, 252, 253, 254, 255, 256, 257, 259, 260

Adsorvato 251, 255, 259

Adsorvito 251

Afluentes 5, 8, 56, 57, 59, 60, 61, 67, 123, 124, 125, 168, 243

Agropecuária 175, 238

Agrotóxicos 3, 8, 41, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248

Água 3, 4, 5, 6, 1, 2, 3, 4, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 61, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 98, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 113, 114, 115, 116, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 126, 127, 128, 129, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 147, 148, 149, 151, 154, 155, 162, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 171, 173, 174, 186, 193, 196, 198, 199, 201, 204, 205, 215, 216, 217, 218, 219, 226, 227, 228, 232, 234, 242, 244, 246, 247, 248, 250, 251, 252, 253, 264

Águas residuárias 3, 151, 152, 163, 252, 260, 265

Antibiótico 3, 8, 223, 226

Atividades antrópicas 12, 13, 36, 38

Aviário 8, 223, 225, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 235, 236, 237, 238, 239

B

Bacias hidrográficas 1, 2, 43, 64, 65, 67, 77, 174

Barragem 5, 55, 59, 61, 62, 63, 64, 69, 125, 134, 216, 217, 218, 221

Bioetanol 3, 8, 263, 264, 265, 266, 267

Biomassa 3, 8, 154, 157, 263, 264, 265, 266, 267, 268

C

Calha Parshall 137

Captação 5, 26, 35, 56, 57, 59, 61, 62, 63, 66, 68, 69, 75, 76, 81, 87, 89, 106

Carvão ativado 136

Cloração 68, 70, 72, 75, 77

Coagulação 71, 74, 77, 80, 87, 89, 136, 141, 251

Coliformes termotolerantes 1, 2, 8, 9, 10, 12, 13, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 31, 32, 33

Cor 3, 8, 23, 27, 29, 30, 33, 71, 75, 109, 116, 129, 135, 137, 138, 139, 168, 199, 249, 251,

252, 254, 257

Corante 250, 252, 253, 254, 256, 257, 258, 259, 260, 261

D

Decantação 68, 70, 71, 73, 74, 89, 108, 136, 137

Desaguamento 3, 5, 82, 87, 88, 89, 90, 92, 93, 94, 95, 96, 98, 101, 102, 104, 113, 114, 117, 119, 120, 122, 124, 126, 127, 130, 132, 134, 142, 144, 145, 146, 147, 148

Desenvolvimento sustentável 37, 43, 166

Design 8, 79, 133, 168, 224, 270, 271, 274, 275, 276, 278, 280, 281

Desinfecção 3, 32, 70, 72, 77, 136, 151

Development 64, 123, 195, 214, 224, 238, 261, 264, 270, 272, 275

E

Ecosistema 36, 41, 136, 167, 215, 217, 224, 251

Educação ambiental 9, 21, 167, 177, 178, 179, 182, 184, 192, 282

Efluentes 1, 3, 9, 13, 14, 21, 22, 31, 40, 58, 59, 77, 81, 84, 124, 125, 127, 128, 132, 150, 151, 152, 159, 160, 161, 164, 166, 167, 168, 174, 249, 250, 251, 253, 260, 265, 282

Environmental 2, 11, 36, 43, 64, 84, 88, 123, 148, 161, 162, 163, 165, 177, 186, 196, 197, 206, 210, 214, 238, 239, 240, 241, 242, 250, 261, 262, 270, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280

Escoamento pluvial 3

Estação de Tratamento de Efluente - ETE 148

Estuários 56

Eutrofização 3

F

Fármacos 77, 151, 224, 225, 226, 227, 237, 238

Filtração 68, 72, 74, 75, 89, 92, 106, 126, 127, 133, 136, 138, 142, 146, 148, 155, 200, 254

Flotação 68, 70

Fluoretação 70, 72, 75, 77, 78

Fósforo total 2, 8, 12, 13, 16, 17, 19, 20, 21

I

Impactos ambientais 36, 37, 38, 42, 81, 106, 122, 136, 141, 162, 164, 166, 183, 205, 241, 243, 244, 245, 246

Índice de Qualidade da Água 4, 1, 2, 11, 12, 13, 16, 17, 41

Índices pluviométricos 56, 97, 135, 138

J

Jusante 14, 217, 218

L

Leito de drenagem 5, 87, 88, 89, 90, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 104, 111, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 134

Lignocelulósicas 264

M

Mananciais 13, 106, 107, 125, 137

Matrizes ambientais 224, 225, 226, 237

Meio ambiente 10, 21, 22, 24, 27, 34, 38, 77, 82, 85, 86, 88, 89, 91, 105, 106, 108, 123, 133, 148, 150, 164, 167, 177, 178, 183, 187, 192, 194, 198, 199, 219, 220, 224, 225, 241, 243, 244, 248

Micro-organismos 72, 74, 75

Mineração 3, 30, 213, 214, 215, 216, 217, 218, 219, 222, 264

Montante 14, 58, 59, 218

N

Nitrogênio total 12, 13, 16, 17, 19, 20

P

Passivo ambiental 204

Patógenos 37, 151, 191

Poço artesiano 3, 23, 26, 35

Polímeros 87, 101

Poluição 1, 2, 3, 11, 12, 13, 21, 36, 41, 42, 105, 152, 167, 178, 198, 215, 216, 227, 248, 250

Potabilidade 3, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 32, 33, 34, 35, 37, 64, 68, 74, 75, 76, 77, 90, 123, 136, 196, 199, 204

R

Reaproveitamento 89, 133, 135, 141, 177, 179, 182, 265

Reciclável 186, 188, 192, 194

Recursos hídricos 1, 2, 3, 10, 11, 13, 14, 41, 42, 55, 56, 63, 64, 65, 68, 106, 134, 149, 150, 219, 220

Rejeito 144, 187, 190, 192, 214, 219

Resíduos agroindustriais 249, 251, 260

Resíduos sólidos 7, 3, 81, 84, 85, 102, 106, 120, 136, 143, 144, 147, 148, 165, 176, 177,

178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 190, 194, 195, 197, 198, 199, 204, 260

Resolução CONAMA 357 1, 2, 3, 4, 19, 21, 136

S

Saneamento básico 9, 10, 66, 78, 80, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 103, 106, 110, 125, 144, 147, 164, 165, 174

Segurança hídrica 7, 213, 214, 215, 217, 219, 221

T

Turbidez 2, 8, 12, 13, 16, 17, 19, 20, 23, 29, 30, 33, 69, 74, 75, 98, 99, 109, 116, 124, 126, 129, 135, 137, 138, 139, 164, 168, 170, 172, 199

COLEÇÃO **DESAFIOS** DAS **ENGENHARIAS:**

ENGENHARIA SANITÁRIA 2



 www.atenaeditora.com.br
 contato@atenaeditora.com.br
 [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
 www.facebook.com/atenaeditora.com.br

COLEÇÃO **DESAFIOS** DAS **ENGENHARIAS:**

ENGENHARIA SANITÁRIA 2



🌐 www.atenaeditora.com.br
✉ contato@atenaeditora.com.br
📷 @atenaeditora
📘 www.facebook.com/atenaeditora.com.br