

revista

DAE


sabesp

242

Volume 71

outubro 2023

Publicação Trimestral da Sabesp •
Acesso gratuito ao conteúdo em www.revistadae.com.br

ISSN (IMPRESSA) 0101-6040
ISSN (ONLINE) 2675-4959



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.

**A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES e está
adicionada/indexada nas seguintes bases:**



Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944, 1945 e 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e
Inovação Tecnológica – TX
Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000
São Paulo – SP – Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Conselho Editorial

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (UFC), Prof. Dr. Marcelo Zaiat (USP), Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz (UFBA), Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti (Unicamp), Prof. Dr. Joel Dias da Silva Dias (FURB - Universidade de Blumenau), Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira (UFSCAR), Prof. Dr. Gilmar Wanzeller Siqueira (UFPA), Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior (UFPB), MSc Jairo Tardelli (Consultor autônomo), Prof. Dr. Kamel Zahed Filho (USP/Sabesp), Prof^a. Dr^a. Dione Mari Morita (Escola Politécnica da USP), Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP/São Carlos), Prof^a. Dr^a. Ariuska Karla Barbosa Amorim (UNB), Prof. Dr. Paulo Sergio Scalize (UFG), MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao (Sabesp), MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian (Sabesp), MSc Engenheira Fabiana Rorato de Lacerda Prado (Sabesp), Coordenação da MSc Eng^a. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Além da língua portuguesa, serão aceitos artigos em inglês desde que acompanhados de tradução para o português.

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Nascente do Rio São Francisco
Foto: Engenheira Rita de Cássia Ogera

ISSN (impressa) 0101-6040
ISSN (online) 2675-4959

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>



▮ **Capa** Nascente do Rio São Francisco. Foto: Engenheira Rita de Cássia Ogera

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- | | |
|---|--|
| <p>6 Análise do chorume produzido por um lixão após encerramento das atividades. Estudo de caso: antigo Lixão do Roger
<i>Analysis of slurry produced by a dump after closing activities. Case study: Roger's old Dump</i></p> <p>17 Análise das pressões mínimas de uma rede de fertirrigação por meio de um algoritmo de busca aleatória
<i>Minimum pressures analysis of a fertirrigation network through a random search algorithm</i></p> <p>28 Análise comparativa das funções de abertura e fechamento de válvulas de alívio de pressão
<i>Comparative analysis of the opening and closing functions of pressure relief valves</i></p> <p>41 Perfil epidemiológico dos catadores de resíduos de organizações coletivas de Fortaleza-CE
<i>Epidemiological profile of waste pickers from collective organizations in Fortaleza-CE</i></p> <p>51 Relações entre drenagem e o manejo das águas pluviais e arbovírus em 16 Planos Municipais de Saneamento Básico de Minas Gerais - Brasil
<i>Relations between drainage and rainwater management and arboviruses in 16 Municipal Water and Sanitation Plans of Minas Gerais - Brazil</i></p> <p>67 Vírus em esgoto: monitoramento como uma ferramenta de predição epidemiológica no saneamento ambiental. Um estudo de caso do SARS-CoV-2
<i>Viruses in sewage: monitoring as an epidemiologic prediction tool in environmental sanitation. A SARS-CoV-2 case study</i></p> <p>93 Aplicação de técnicas de <i>machine learning</i> no preenchimento de falhas em séries temporais de precipitação mensal
<i>Machine learning techniques application in filling flaws of monthly precipitation time series</i></p> <p>105 Segurança hídrica: análise bibliométrica da produção científica global e brasileira
<i>Water security: bibliometric analysis of global and Brazilian scientific production</i></p> | <p>128 Gerenciamento de perdas de água em sistemas de abastecimento por meio de indicadores de terceiro nível dos processos envolvidos
<i>Management of water loss control in supply systems using thirty level indicators of involved processes</i></p> <p>146 Potencial de reúso agrícola na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba
<i>Agricultural reuse potential at UPGRH Affluentes Goianos do Baixo Paranaíba</i></p> <p>162 Produção de biocombustíveis a partir de lodo de esgoto e gordura residual via craqueamento térmico - catalítico na presença de HZSM-5
<i>Biofuel production from sewage sludge and residual fat via thermal - catalytic cracking in the presence of HZSM-5</i></p> <p>172 O uso da metodologia do Plano de Segurança da Água como ferramenta para o cumprimento de metas da atualização do Marco Legal do Saneamento em Sistemas de Abastecimento de Água
<i>The use of the Water Safety Plan methodology as a tool to meet the goals of updating the Sanitation Legal Framework in Water Supply Systems</i></p> <p>187 Influência de fatores operacionais na eficiência de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água
<i>Influence of operational factors on the efficiency of a simplified collective alternative water treatment solution</i></p> <p>203 Análise exploratória de dados de monitoramento de efluentes urbanos
<i>Exploratory analysis of urban effluent monitoring data</i></p> <p>217 Avaliação do modelo de cisterna adotado pelo programa um milhão de cisternas no município de Sousa-PB
<i>Evaluation of cistern model adopted by the one million cisterns program in the municipality of Sousa-PB</i></p> <p>231 Classificação morfométrica de reservatórios: a proposta do volume de geratriz raio equivalente
<i>Morphometric classification of reservoirs: the proposal of the radius equivalent geratrix volume</i></p> |
|---|--|

Análise do chorume produzido por um lixão após encerramento das atividades. Estudo de caso: antigo Lixão do Roger

*Analysis of slurry produced by a dump after closing activities.
Case study: Roger's old Dump*

• **Data de entrada:**
28/04/2021

• **Data de aprovação:**
05/09/2022

Ana Mayara Andriola Medeiros^{1*} | Claudia Coutinho Nóbrega¹ |
Carmem Lucia Moreira Gadelha¹ | Raissa Barreto Linsa¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.052>

ORCID ID

Medeiros AMA  <https://orcid.org/0000-0003-0428-0938>

Nóbrega CC  <https://orcid.org/0000-0003-3459-185X>

Gadelha CLM  <https://orcid.org/0000-0002-7226-4684>

Lins RB  <https://orcid.org/0000-0002-9621-2707>

Resumo

O Lixão do Roger recebeu os resíduos sólidos da cidade de João Pessoa, capital da Paraíba-Brasil, ao longo de 45 anos. Esta pesquisa teve como objetivo analisar, por meio de parâmetros químicos, as alterações no chorume bruto durante o período 2006 a 2018. Foram coletadas amostras de duas células (C1 e C2) e analisados os parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO5); demanda química de oxigênio (DQO); chumbo; alumínio; mercúrio; amônia; nitrito; nitrato; fosfatos e óleos e graxas. Os resultados revelaram que a relação DBO/DQO indicou a presença de material recalcitrante. As baixas concentrações para chumbo, mercúrio e alumínio podem indicar a predominância de resíduos sólidos domiciliares. Amônia e nitrito apresentaram valores elevados, e baixas concentrações de nitrato indicam condições anaeróbicas prevalentes no Lixão. Os baixos valores de fosfato expressam também a estabilidade do chorume.

Palavras-chave: Monitoramento Ambiental. Área Degradada. Resíduos Sólidos.

Abstract

The Dump Roger has received solid waste from the city of João Pessoa, capital of Paraíba - Brazil, over 45 years. This research aimed to analyze, through chemical parameters, changes in crude slurry, during the period 2006 to 2018. Samples of two cells (C1 and C2) were collected and the following parameters were analyzed: biochemical oxygen demand (DBO5); chemical oxygen demand (DQO); lead; aluminum; mercury; ammonia; nitrite; nitrate; phosphates and oils and greases. The results revealed that the DBO/DQO ratio indicated the presence of recalcitrant material. Low concentrations for lead, mercury and aluminum may indicate the predominance of household solid waste. Ammonia and nitrite showed high values and low nitrate concentrations, indicating anaerobic conditions prevalent in the Dump. The low phosphate values also express the stability of slurry.

Keywords: Environmental Monitoring. Degraded Area. Solid Waste.

¹ Universidade Federal da Paraíba - João Pessoa - Paraíba - Brasil.

* **Autora correspondente:** anamayarandriola@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

São três as principais modalidades de disposição final dos resíduos sólidos urbanos - RSU: os lixões, os aterros sanitários e os controlados (FREITAS, 2016). No Brasil, a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) concluiu que a maior parte dos resíduos coletados é encaminhada para a disposição em aterros sanitários, tendo ocorrido um aumento em torno de 10 milhões de toneladas (entre 2010 e 2019), passando de 33 milhões de toneladas por ano para 43 milhões. No entanto, a quantidade de resíduos que são depositados de forma inadequada em lixões e aterros controlados também cresceu de 25 milhões de toneladas por ano para pouco mais 29 milhões.

A destinação final dos RSU ambientalmente inadequada traz inúmeros problemas socioeconômicos, sanitários, de saúde pública, de poluição e contaminação das águas superficiais e subterrâneas, de degradação de áreas de mangue. De acordo com Dermatas (2017), além da poluição da água, do ar e do solo, que levam ao risco de doenças, invalidez e morte da população envolvida, há também prejuízos para o crescimento econômico na maioria dos países em desenvolvimento. Oguntoké et al. (2019) consideram que, dentre os impactos ambientais negativos provocados pelo manejo inadequado dos resíduos sólidos, tem-se as emissões de poluentes atmosféricos tóxicos, devido a sua queima ao ar livre, sendo uma das principais causas que afetam a saúde do homem, principalmente nos grupos de risco, como crianças e idosos.

Grande parte dos problemas atrelados aos RSU ocorre, no entanto, por causa, principalmente, do chorume, líquido originário do processo da biodegradação da fração orgânica desses resíduos com a solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos. Para Lange e Amaral (2009), a interação desse líquido com águas pluviais infiltradas na massa de resíduos aterrados resulta

na formação de lixiviado. O principal risco é a sua infiltração nas águas subterrâneas ou mistura com as águas superficiais, a poluição do solo (ALIZADEH et al., 2018), e também a degradação de áreas de manguezais. Quando escoado pelos resíduos aterrados, o lixiviado carrega uma série de poluentes orgânicos e inorgânicos que devem ser tratados para reduzir seu impacto sobre os solos e as águas superficiais e subterrâneas (BHATT et al., 2017).

Mishra et al. (2018) consideram que a produção de lixiviado depende dos padrões e da quantidade de precipitação e que suas características são determinadas pela composição dos resíduos, condições hidrogeológicas do local, fase do aterramento, processos químicos e biológicos, taxa de infiltração e condições climáticas. Costa et al. (2019) afirmaram que o clima tropical com temperaturas e volumes de precipitação elevados favorecem o processo de degradação dos resíduos e a formação de lixiviados. Esse lixiviado pode conter elevadas concentrações de matéria orgânica e contaminantes inorgânicos como sais e metais pesados, podendo apresentar alta toxicidade (MENDONÇA, 2010).

Wojciechowska (2017) também relata que as características qualitativas e quantitativas do lixiviado mudam com a idade do aterro, tipo de resíduos aterrados, métodos de aterro (ou seja, de compactação, de recirculação do lixiviado) e condições climáticas (profundidade de penetração da chuva, intensidade, distribuição no tempo, temperatura do ar, etc).

Mishra et al. (2018) entendem que o processo biológico responsável pela degradação da fração orgânica de resíduos sólidos aterrados é muito lento e pode estar ativo por até 25 anos após o encerramento das atividades do aterro. Consideram que o processo ocorre em quatro fases: na primeira, aeróbica, os organismos são ativos, e ela pode durar de 0 a 5 anos; na segunda, de

5 a 10 anos, entram em ação os formadores de ácidos que causam degradação; a terceira fase, de fermentação do metano, vai de 15 a 20 anos; a quarta e última fase, de maturação em estado estacionário (maior que 20 anos) ocorre quando a atividade microbiana se estabiliza.

Peng (2017) explica que no processo biológico de degradação os resíduos sólidos aterrados são transformados em gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , dentre outros), líquidos (como o lixiviado que apresenta alta concentração de matéria orgânica em termos de DQO, elevada concentração de nitrogênio amoniacal, em decorrência da presença do NH_4^+ , além de sólidos remanescentes, refratários ao processo de digestão anaeróbia).

Para Sá et al. (2012), o lixiviado de aterro novo, quando recebe boa quantidade de água pluvial, é caracterizado por pH ácido, altas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e diversos compostos potencialmente tóxicos, além de microrganismos patogênicos. Com o passar dos anos há uma redução significativa da biodegradabilidade devido à conversão em gás metano e CO_2 de parte dos componentes biodegradáveis. Altas concentrações de matéria orgânica biodegradável no lixiviado novo favorecem a elevada razão da $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$ (AHMED; LAN, 2012), diminuindo com o tempo em razão dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, permanecendo apenas a de difícil biodegradação.

No contexto dos problemas causados pelos lixões, mesmo desativados, ressalta-se a importância do monitoramento dos resíduos aterrados e dos líquidos e gases gerados (KUMAR, et al., 2019), considerando que a decomposição desses resíduos perdurará por décadas, impactando a qualidade ambiental da área destinada ao lixão (HUSSEIN et al., 2019).

O Lixão do Roger, situado no manguezal adjacente ao rio Sanhauá, tributário da margem direita

do estuário do rio Paraíba do Norte, recebeu os resíduos sólidos da cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba-Brasil, ao longo de 45 anos. Após o encerramento das suas atividades, no ano de 2003, a Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (EMLUR- João Pessoa/PB) elaborou um projeto para recuperação da área degradada. Então, o Lixão foi dividido em 05 células, mas apenas duas (C1 e C2) foram concluídas e tiveram finalizados os processos de recuperação ambiental. Apesar de desativado, ainda se atribuem ao Lixão problemas de degradação e poluição ambiental na área do manguezal e da porção estuarina do rio Sanhauá, nas suas proximidades.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento do chorume do Lixão do Roger (após encerramento das atividades) por meio de série histórica, num período de 12 anos (2006 a 2018), considerando parâmetros químicos obtidos ao longo do monitoramento, a fim de obter informações acerca da estabilidade dessa área.

3 METODOLOGIA

Para o estudo foram realizadas coletas de chorume bruto no antigo Lixão do Roger. Em laboratório foram analisados os parâmetros químicos: demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅); demanda química de oxigênio (DQO); chumbo; alumínio; mercúrio; amônia; nitrito; nitrato; óleos e graxas e fosfato.

O monitoramento foi realizado nas células C1 e C2 (Fig. 1), que tiveram finalizadas o processo de recuperação ambiental da área degradada. Foram 74 coletas do chorume bruto (em cada célula) ao longo do tempo, no período compreendendo as datas 13/09/2006 e 06/11/2018, resultando em 12 anos de monitoramento ininterrupto.



Figura 1 - Vista aérea das células 01 e 02 na região do antigo lixão do Roger

Fonte: Adaptado Google Earth, 2019

Para as coletas das amostras de chorume foram instalados piezômetros com profundidade de 12,90 m, denominados de PZ1 e PZ2 correspondendo às células C1 e C2, respectivamente. A retirada do chorume dos piezômetros era feita utilizando-se de um coletor portátil constituído de um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro e 1 metro de comprimento. Na extremidade inferior havia uma válvula de pé e crivo (por onde a amostra adentrava ao coletor), e na superior, uma corda amarrada que servia de sustentação do coletor quando este era introduzido no piezômetro. A Fig. 2 mostra a coleta de chorume na célula C2 onde se vê também o coletor portátil.

Todas as análises do chorume seguiram os procedimentos conforme o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2017).



Figura 2 - Coleta do chorume bruto, realizado na Célula 02.

Fonte: Os autores, 2018

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DBO₅ e DQO

Durante todo o período de monitoramento do chorume do antigo Lixão do Roger, a DQO apre-

sentou valores mais elevados que a DBO₅, expressando predominância da fração inerte (não biodegradável). A Fig. 3 mostra o comportamento dos parâmetros DBO₅ e DQO na célula 01.

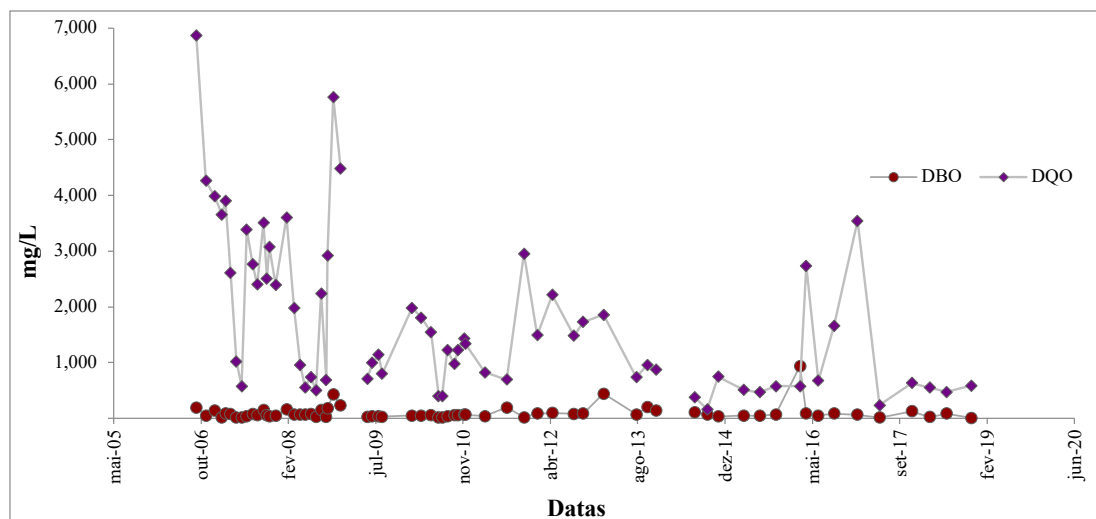


Figura 3 - Comportamento dos parâmetros DBO₅ e DQO na célula C1

Realizando-se a análise do comportamento dos parâmetros DBO₅ e DQO na célula C2, percebe-se,

igualmente, que os valores obtidos para o parâmetro DQO são superiores aos obtidos pela DBO₅ (Fig. 4).

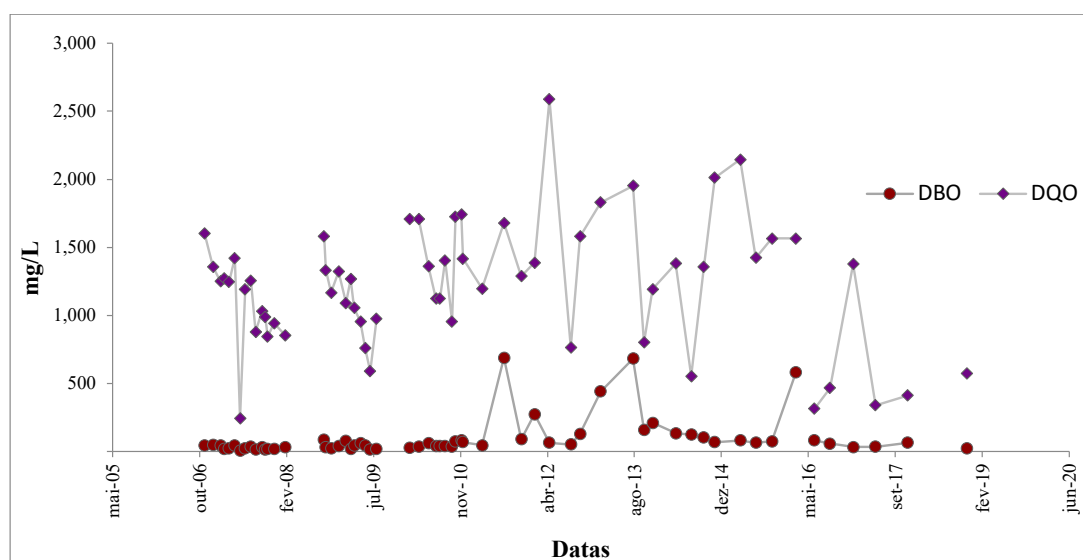


Figura 4 - Comportamento dos parâmetros DBO₅ e DQO na célula C2

O antigo Lixão do Roger não é mais alimentado, ou seja, não recebe resíduo sólido desde sua de-

sativação, no ano de 2003. Dessa forma, eventuais valores altos de DBO₅ após o encerramento

das atividades podem expressar inconsistência nos dados. Os picos isolados de DBO_5 podem ser interpretados como interferência de fatores externos como a ocorrência de falta de energia no laboratório durante a análise das amostras

Durante todo o período de monitoramento, os valores de DQO para a célula C1 ficaram entre 160 e 6.870,5 mg.L^{-1} , e para a célula C2 entre 243,9 e 2.587,5 mg.L^{-1} . De acordo com o Compromisso Empresarial para Reciclagem - CEMPRE (2018), os aterros que apresentam chorume com faixa de variação de DQO de 500 a 4.500 mg^{-1} estão na fase metanogênica. Assim, consideram-se que os resíduos aterrados nas células C1 e C2 do Lixão estejam nessa fase, pois apresentam 86,57% e 83,58%, respectivamente, dentro do intervalo de DQO citado. Vale salientar que ao final do monitoramento, no ano de 2018, já haviam se passado 15 anos do encerramento das atividades desse Lixão. Tal constatação está em concordância com o que afirmaram Mishra et al. (2018) sobre tempo de duração de cada fase da decomposição dos resíduos sólidos aterrados.

Os valores reduzidos de DBO_5 nas duas células indicam que o chorume é proveniente de uma massa de resíduos antiga. As células C1 e C2 estão 88,06% e 74,63%, respectivamente, dentro do intervalo de 20 a 550 mg.L^{-1} de DBO_5 que o CEMPRE (2018) considera também como sendo fase metanogênica.

A fase metanogênica é uma das etapas do processo de degradação da matéria orgânica biodegradável e é caracterizada pela presença de bactérias anaeróbias que consomem os compostos orgânicos simples, formados na fase acetogênica, resultando na geração de metano e dióxido de carbono. Nessa fase, a relação DBO_5/DQO é baixa.

De acordo com Shalini et al. (2010), nos aterros jovens, a relação DBO_5/DQO fica em torno de 0,5 ou maior. Valores entre 0,4 e 0,6 são indicadores de boa degradabilidade. Em aterros mais velhos,

essa relação varia, geralmente, entre 0,05 e 0,2 em razão dos processos de estabilização (ou seja, menor concentração de matéria orgânica biodegradável e elevada concentração de matéria orgânica recalcitrante). Dessa forma, a relação DBO_5/DQO pode ser relacionada tanto à idade do aterro como ao seu grau de estabilização.

No antigo Lixão do Roger, ao longo do período de monitoramento do chorume, a relação DBO_5/DQO média encontrada para a célula C1 foi igual a 0,01 e para C2 foi de 0,04 indicando, portanto, processo de decomposição avançado, restando apenas material predominantemente recalcitrante.

4.2 Metais pesados

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº 430/2011 complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. No parágrafo 1º, Art. 16, estabelece que os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos devem atender às condições e padrões definidos.

Os parâmetros chumbo e mercúrio estão presentes na referida Resolução, apresentando valores máximos de lançamento da ordem de 0,5 mg.L^{-1} Pb e 0,01 mg.L^{-1} Hg, respectivamente. Utilizando como base as condições limites, impostas pela legislação, foi possível comparar e verificar o comportamento dos dois parâmetros.

Os valores de chumbo permaneceram menores que o limite na célula C1 e foram excedidos apenas uma vez na célula C2, com valor de 0,75 mg.L^{-1} na coleta realizada em 16/09/2014. Já o mercúrio apresentou inconsistência nos resultados durante as primeiras campanhas de coletas, no fim de 2006 e início de 2007, apresentando valores acima do permitido.

Visto que a Resolução CONAMA nº 430/2011 não reporta sobre os valores máximos do alumínio presentes no efluente, e como também o estado da Paraíba não possui legislação acerca dos padrões de lançamento de cargas poluidoras, os teores desse parâmetro foram comparados aos da Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA nº 355/2017, que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos no estado do Rio Grande do Sul.

Segundo a referida Resolução, o padrão de emissão do alumínio não deve ultrapassar 10 mg.L⁻¹. Então, observou-se para a célula C1 que em seis

amostras o valor limite foi ultrapassado, sendo cinco entre os anos de 2013 e 2018. Na célula 02, apenas em 09/04/2014 ficou fora do intervalo limite, registrando 14,16 mg.L⁻¹. Avaliando todo o período de monitoramento, pôde-se verificar que os teores de alumínio foram considerados relativamente baixos.

No geral, houve uma correspondência entre os valores de chumbo, mercúrio e alumínio para as duas células, na mesma campanha de coleta de chorume, com exceção para o mercúrio, comentada anteriormente. As Fig. 5 e 6 mostram os valores dos três parâmetros para as células C1 e C2, respectivamente.

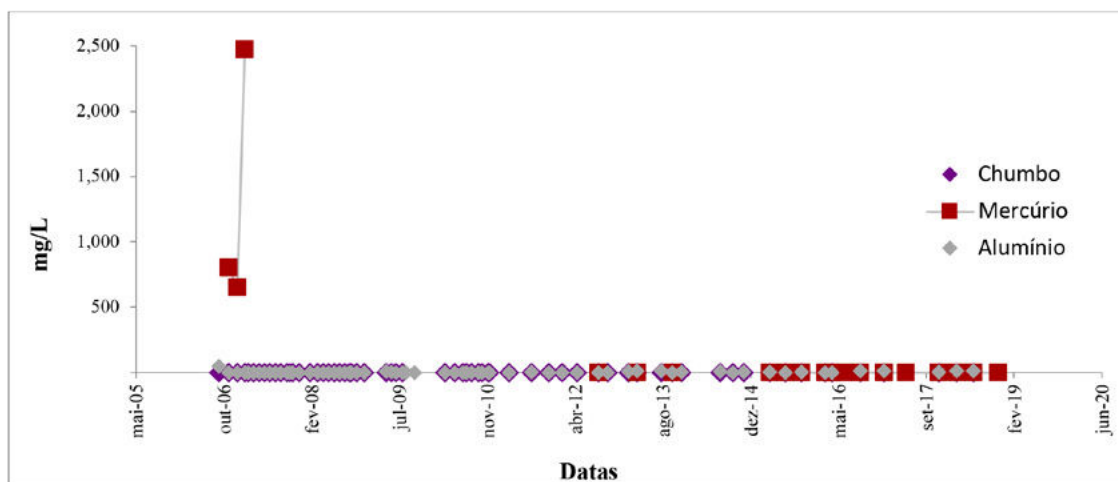


Figura 5 - Comportamento dos parâmetros Pb, Hg, Al, na célula C1

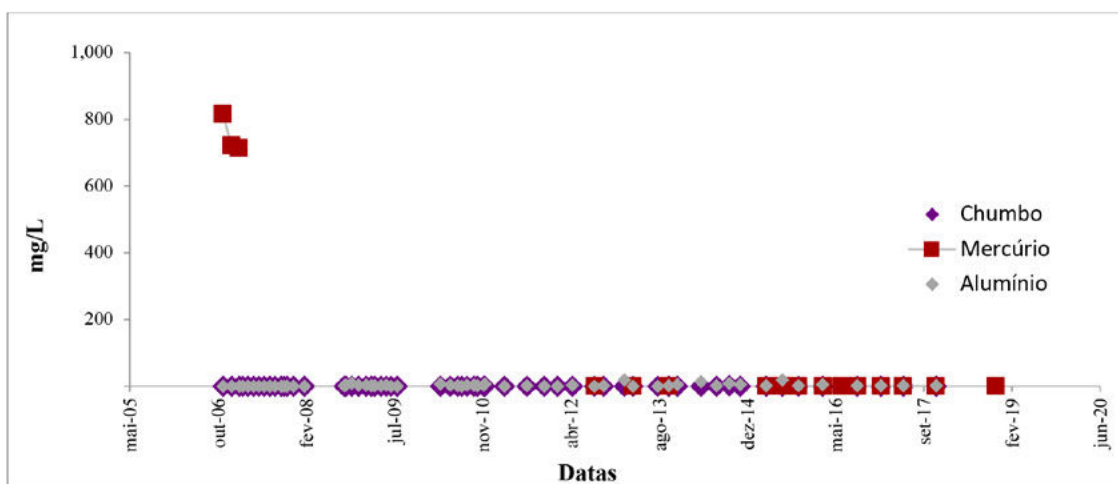


Figura 6 - Comportamento dos parâmetros Pb, Hg, Al, na célula C2

Os resultados obtidos para os metais mercúrio, chumbo e alumínio também podem sugerir o grau de estabilidade do antigo Lixão do Roger, pois Araújo et al. (2020) afirmam que o chorume pode conter altas concentrações de metais, diminuindo ao longo do tempo. Reque (2015) também relata que os metais podem apresentar concentrações mais elevadas em aterros novos (operação iniciada recentemente). Devido ao ambiente ácido (que permite a solubilização dos íons metálicos), tendem a diminuir ao longo do tempo, na medida em que o pH vai aumentando com a idade da massa de resíduos aterrados. As concentrações de metais pesados presentes no chorume também podem ter relação com o tipo de resíduo recebido no lixão, sendo, teoricamente, concentrações menores no caso do resíduo sólido domiciliar e maiores para o resíduo sólido industrial.

4.3 Amônia, Nitrito, Nitrato

A Resolução CONAMA nº 430/2011 tampouco estabelece padrões de lançamento de efluentes para os parâmetros: amônia, nitrito e nitrato e, como já mencionado, o estado da Paraíba não possui legislação específica para efluentes.

Silva et al. (2015) afirmam que a amônia, um dos subprodutos gerados durante a decomposição dos resíduos sólidos, também pode causar toxicidade ao meio. Em elevadas concentrações ela se torna tóxica, dificultando os processos de degradação (SILVA, 2016).

No processo de degradação da matéria orgânica, o oxigênio dissolvido (OD) é consumido, ocorrendo a formação de amônia, que, em condições

aeróbias, é oxidada para nitrato. Em condições anaeróbias, o nitrato sofre redução para nitrito. Assim, Paes (2003) afirma que os altos valores de nitrogênio amoniacal não convertidos em nitrato e nitrito são característicos de um chorume com alta carga orgânica. Os valores baixos de nitrito indicam também um chorume não estabilizado.

Silva (2014) também explica que em condição aeróbia a amônia é oxidada para nitrito e logo em seguida para nitrato, enquanto em situações anaeróbias o nitrato é reduzido a nitrito e, posteriormente, a gás nitrogênio. Dessa forma, a relação entre amônia e nitrato é um indicativo da fase em que se encontra o processo biológico, responsável pela degradação da fração orgânica de resíduos sólidos aterrados, citada por Mishra et al. (2018), que também está associada tanto à idade do aterro como a sua estabilidade.

De acordo com o CEMPRE (2018), para aterros consolidados, com mais de 10 anos, os valores de nitrato devem ficar na faixa de variação 5-10 mg.L⁻¹. Durante 12 anos de monitoramento do antigo Lixão do Roger, os limites desse parâmetro foram ultrapassados apenas em três vezes em coletas seguidas, para ambas as células, nas datas: 03/11/2011, 18/01/2012, 12/04/2012. As concentrações registradas nessas coletas foram cerca de 100 vezes maiores do que os outros valores de nitrato. É possível a interferência de algum fator externo na obtenção desses resultados.

Os valores de nitrito foram predominantemente maiores que os valores de nitrato, indicando que a condição anaeróbia predomina. As Fig. 7 e 8 mostram o comportamento dos parâmetros mencionados para as células C1 e C2, respectivamente.

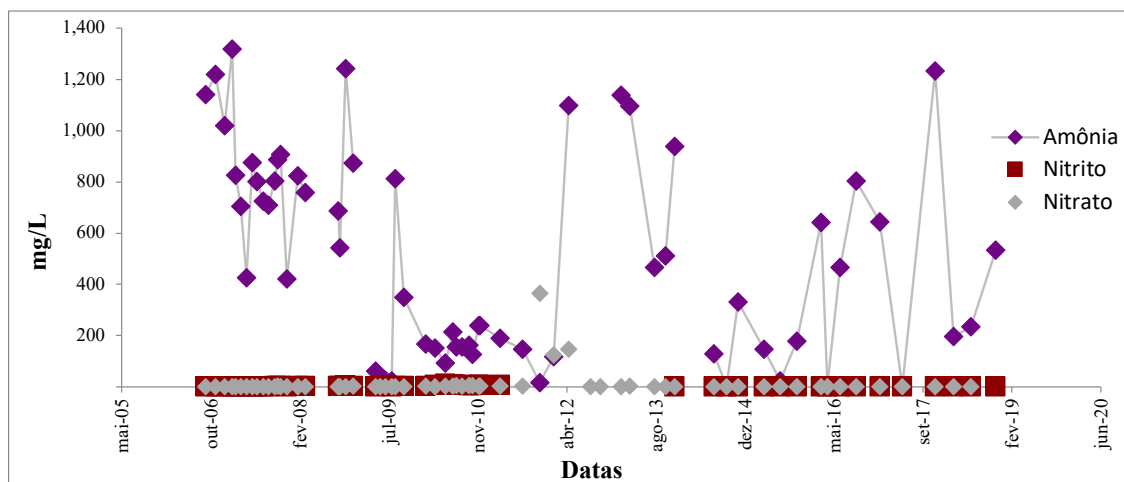


Figura 7 - Comportamento dos parâmetros NH_3 , NO_2^- , NO_3^- na célula C1

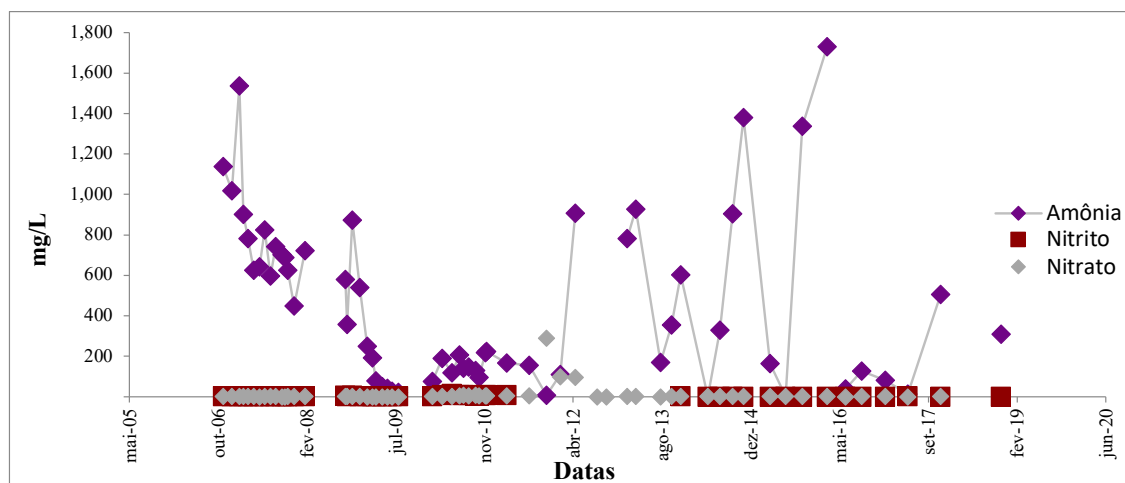


Figura 8 - Comportamento dos parâmetros NH_3 , NO_2^- , NO_3^- na célula C2

4.4 Fosfato e Óleos e Graxas

Os fosfatos orgânicos são a forma como o fósforo compõe moléculas orgânicas, sendo um dos principais nutrientes para os processos biológicos. Entre as fontes de fósforo, destacam-se a matéria orgânica fecal e os detergentes superfosfatados, utilizados em grande escala (CETESB, 2015).

O CEMPRE (2018) estabelece para aterro sanitário consolidado, com mais de 10 anos, o limite de 8 mg.L^{-1} para o ortofosfato. Pode-se considerar o mesmo valor característico para o parâmetro fosfato. Dessa forma, as concentrações de fosfato apresentaram-se satisfatórias para células

C1 e C2, estando, respectivamente 83,08% e 79,03% dentro do limite considerado.

Óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. Essas substâncias geralmente são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. São provenientes de despejos e resíduos industriais, resíduos sólidos, efluentes de oficinas mecânicas (CETESB, 2015). Quando essas substâncias estão presentes em excesso, há dificuldade de degradação por microrganismos, por sua baixa solubilidade.

Os óleos e as graxas apresentaram valores menores no início do monitoramento até o ano 2008,

obtendo posteriormente valores maiores durante o fim de 2008 até início de 2013, e voltando a decair e estabilizar até a última coleta. Atualmente, para esse parâmetro não existe resolução que estabeleça padrões de lançamento de efluentes.

5 CONCLUSÕES

As relações médias de DBO5/DQO obtidas foram: 0,01 para a célula C1 e de 0,04 para a célula C2, indicando avançado estágio de degradação da massa de resíduo aterrada, associado à idade do Lixão do Roger. Devido ao material recalcitrante e valores elevados de DQO, as águas subterrâneas apresentam risco de contaminação caso haja percolação.

As concentrações de chumbo, mercúrio e alumínio foram baixas, indicando que os resíduos sólidos provenientes do antigo Lixão do Roger eram predominantemente domiciliares.

As concentrações de amônia, nitrato e nitrito indicam que ainda há o processo de degradação da matéria orgânica em condição anaeróbia. Valores altos de amônia podem matar ou inibir os microrganismos, comprometendo, assim, a degradação microbiológica.

Os valores de fosfato no chorume são característicos de um aterro consolidado, sendo mais um fator que expressa a estabilidade do chorume.

De acordo com os parâmetros analisados, é possível afirmar que o processo de decomposição da matéria orgânica se encontra em fase avançada nas massas de resíduos das células C1 e C2.

As atividades realizadas no antigo Lixão do Roger provocaram degradação do solo, poluição do ar e contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Vale ressaltar que no Brasil a legislação específica que dispõe sobre condições e padrões para efluentes aborda poucos parâmetros.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil, 2020**. São Paulo, 2020. 52 p.
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of Landfill Leachate Using Membrane bioreactors: A Review. **Desalination**, v. 287, p.41-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.12.012>
- ALIZADEH, M.; MIRHOSEINI, S. A.; DOLATABADI, M.; EBRAHIMI, A. A. Evaluation of the Effect of Landfill Leachate on the Surface Water Quality: A Case Study in Tonekabon Landfill. **Journal of Environmental Health and Sustainable Development**, v. 3, n. 1, p. 472-480, 2018.
- APHA, AWWA & WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23th edition. Public Health Association Inc., New York, 2017.
- ARAÚJO, L. G. S. de; NORBERTO, A. de S.; FERREIRA, R. P. de S.; MARIANO, M. O. H.; CALLADO, N. H. Evaluation of the efficiency of leachate treatment in a landfill. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p. 1-35, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4466>
- BHATT, A. H. et al. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.03.003>
- COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). VILHENA, A. (Coord.). **Lixo municipal: manual de gerenciamento**. 4. ed. São Paulo, 2018.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 430/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Brasil, 2011.
- CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). **Resolução CONSEMA nº 355 de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Porto Alegre, 2017. Acesso em: < http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf >
- COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. D. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 110-116, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>

DERMATAS, D. Waste management and research and the sustainable development goals: focus on soil and groundwater pollution. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 5, p. 453–455, 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X177064>

FREITAS, C. M. Levantamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos em 32 municípios do Estado de Goiás / Survey of the disposal of municipal solid waste in thirty-two counties of the State of Goiás. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 12, n. 2, p. 120, 2016.

HUSSEIN, M.; YONEDA, K.; MOHD. ZAKI, Z.; OTHMAN, N.; AMIR, A. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 12, p. 1–9, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>

KUMAR, S.; DHAR, H.; NAIR, V. V.; RENA; GOVANI, J.; ARYA, S.; BHATTACHARYA, J. K.; VAIDYA, A. N.; AKOLKAR, A. B. Environmental quality monitoring and impact assessment of solid waste dumpsites in high altitude sub-tropical regions. **Journal of Environmental Management**, v. 252, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109681>

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. PROSAB, v. 3, cap. 2, p. 26–59. ISBN: 978-85-7022-163-6

MENDONÇA, J. M. dos S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/RN**. 2010. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

MISHRA, S.; TIWARY, D.; OHRI, A. Leachate characterisation and evaluation of leachate pollution potential of urban municipal landfill sites. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 21, n. 4, p. 217–230, 2018. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2018.10014602>

OGUNTOKE, O., EMORUWA, F.O., TAIWO, M.A. Assessment of air pollution and health hazard associated with sawmill and municipal waste burning in Abeokuta Metropolis, Nigeria. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 32708–32722, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04310-2>

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca – PE**. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, n. 2, p. S2567–S2574, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>

REQUE, P. T. **Avaliação da biodegradabilidade de lixiviado de aterro sanitário consorciado com esgoto doméstico em um sistema biológico de tratamento de efluentes**. 2015. 169 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204–217, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais 2014**. São Paulo: CETESB, 2015.

SHALINI, S. S.; KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 3, p. 845–852, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.104>

SILVA, S. A. **Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorumes**. 2014. 135 f. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB. **Revista Matéria**. Rio de Janeiro, v.20, n.4, p.840–851, 2015.

SILVA, A. S. **Análise de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. 161 f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

WOJCIECHOWSKA, E. Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland–evaluation of organics and nitrogen removal. **Bioresource technology**, v. 236, p. 146–154, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.185>

Análise das pressões mínimas de uma rede de fertirrigação por meio de um algoritmo de busca aleatória

Minimum pressures analysis of a fertigation network through a random search algorithm

• **Data de entrada:**
12/08/2022

• **Data de aprovação:**
06/09/2022

José Paulo da Silveira Neto^{1*} | Lucas Florêncio da Cunha Teixeira¹ |
Marco Aurélio Holanda de Castro¹ | Danilo José Fanelli Luchiar²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.053>

ORCID ID

Silveira Neto JP  <https://orcid.org/0000-0002-4392-4102>
Teixeira LFC  <https://orcid.org/0000-0002-7964-4970>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>
Luchiar DJF  <https://orcid.org/0000-0001-6879-7632>

Resumo

Em uma rede de fertirrigação, a aspersão é realizada através de cem hidrantes do tipo carretel. Operacionalmente, podem ser acionados simultaneamente no máximo quatro hidrantes em toda a rede. O foco deste trabalho foi averiguar se os pontos de consumo atendem aos requisitos mínimos de pressão e vazão, dadas as milhares de combinações possíveis do conjunto de hidrantes. Foi desenvolvido um algoritmo de busca aleatória que possibilitou a otimização da identificação da pressão mínima possível na rede, em regime permanente, e da posição dos hidrantes que ocasionaram essa situação. Em seguida, a rede foi dividida em dez adutoras para simulação do transitório hidráulico. Foram verificadas pressões negativas em muitos trechos da rede, e foram previstas 14 ventosas tríplice função. Apesar de as ventosas reduzirem os picos de subpressão, elas não foram capazes de resolver definitivamente o problema das pressões negativas, havendo a necessidade de dispositivos de proteção complementares.

Palavras-chave: Fertirrigação. Pressão mínima. Busca aleatória. Ventosas tríplice função.

Abstract

In a fertigation network, sprinkling is done through one hundred hydrants reel-like. Operationally, four of them can be activated simultaneously throughout the entire network. This paper is focused on evaluating whether the consumption points meet the minimum requirements of pressure and flow rate, given the thousands of possible combinations from the set of hydrants. A random search algorithm was developed, which made it possible to optimize the identification of minimum pressure in the network, on steady-state condition, and also the position of the hydrants that caused this situation. Negative pressures were identified in many network branches, so 14 combination air valves were suggested. Although the air valves reduced the underpressure peaks, they couldn't definitely solve the minimum pressures' problem, so complementary protection devices are needed.

Keywords: Fertigation. Minimum pressure. Random search. Combination air valves.

¹ Universidade Federal do Ceará (Campus Pici) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Brasil Ambiental LTDA - São Paulo - São Paulo - Brasil.

*Autor correspondente: js_silveirant@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Redes de irrigação são uma tecnologia imprescindível para o aumento da produção de bens agrícolas, garantindo a produção em relação às necessidades hídricas e reduzindo o risco de quebra das safras devido a secas e, dessa forma, promovendo maior produtividade das culturas agrícolas (TESTEZLAF, 2017; CHAND et al., 2021).

Os sistemas utilizados podem ser do tipo gravitatório ou mecanizado, com o uso de conjunto moto-bomba e hidrantes ou gotejadores, por exemplo. Nos casos em que o terreno a ser irrigado é bastante irregular em termos topográficos, é mais conveniente optar pelo sistema mecanizado. Entretanto, um problema a ser enfrentado por esse tipo de sistema é a necessidade de garantia de pressão suficiente nas tubulações da rede com um grande número de pontos a serem atendidos e a possibilidade de variação dos pontos usados simultaneamente (ČISTÝ; BAJTEK; BECOVÁ, 2014).

Este trabalho é focado na análise de uma rede de fertirrigação presente no município de Bebedouro, São Paulo, de forma a verificar se os pontos de utilização possuem a pressão e a vazão mínimas requeridas. Diferentemente de uma rede de distribuição de água, em que praticamente todos os nós da rede são utilizados simultaneamente,

uma rede de irrigação utiliza um ou alguns pontos (VILLA; PRATS, 2012). O método de verificação adotado foi um algoritmo de busca por meio do acionamento de pontos aleatórios da rede de forma a determinar quais hidrantes, quando acionados, provocam as situações de menores pressões (PRATS et al., 2012).

Além disso, também foi realizada uma análise voltada para o regime transiente por meio do desligamento das bombas, em que foram simulados alguns segmentos da rede em forma de adutoras e, posteriormente, foram propostos dispositivos para a proteção contra o golpe de aríete. As análises foram realizadas com o uso do Sistema UFC, módulos 2, 3, 5 e 7, assim como com o uso do EPANET.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde a uma fazenda de cultivo de cana-de-açúcar localizada no município de Bebedouro, no estado de São Paulo. A área fertirrigada é de 310,21 ha e a irrigação ocorre por aspersão, a partir de hidrantes do tipo carretel (Fig. 1), com tempo de funcionamento de 20 h/dia.



Figura 1 - Hidrante carretel aspergindo água sobre a lavoura de cana-de-açúcar.

A rede de fertirrigação é constituída por um sistema de bombeamento formado por um conjunto de seis bombas, dispostas em três conjuntos em paralelo, cada conjunto formado por duas bombas em série. O sistema de bombeamento

recalca água de uma lagoa e distribui para um total de cem hidrantes carretéis, dispostos ao longo de um conjunto de tubulações de PRFV de DN 350 mm, 250 mm, 200 mm e 150 mm, conforme Fig. 2.

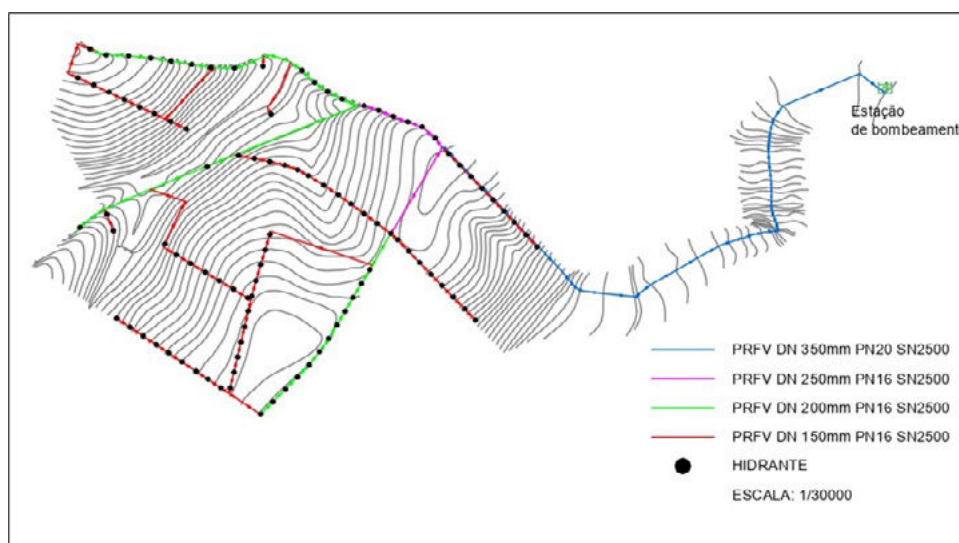


Figura 2 - Projeto da rede de fertirrigação, em planta.

São sete hidrantes na tubulação de 250 mm; vinte e cinco hidrantes na tubulação de 200 mm; e sessenta e oito hidrantes na tubulação de 150 mm. A condição operacional do sistema impõe que funcionem, simultaneamente, dois hidrantes nos trechos de 250 mm, um hidrante nos trechos de 200 mm e um hidrante nos trechos de 150 mm. Cada hidrante apresenta uma vazão média de 36,8 L/s, requerendo pressão mínima de 92 mca.

O nível d'água do manancial foi definido na cota 562,50 m, e as bombas foram locadas 2 m abaixo, na cota 560,50 m. Para cada conjunto de duas bombas em série, foi obtida uma curva característica, conforme Porto (2006). Dessa maneira, no modelo foram inseridas três bombas em paralelo; cada uma dessas bombas, de 1.750 rpm de rotação, representa duas bombas em série.

2.2 Determinação da pressão mínima em regime permanente

A Fig. 3 apresenta um fluxograma com as etapas realizadas nesse processo. Com o auxílio do programa UFC2, desenvolvido pelo Laboratório de Hidráulica Computacional (LAHC), da Universidade Federal do Ceará (UFC), a rede de fertirrigação foi traçada, conforme Fig. 2. As cotas dos nós foram calculadas por interpolação das curvas de nível; na localização de cada hidrante, foi inserida uma demanda especial, com consumo nulo.

Os hidrantes nos trechos de 250 mm foram numerados de 1 a 7; dos trechos de 200 mm, de 8 a 32; e dos trechos de 150 mm, de 33 a 100. Para a determinação da configuração que resultasse na menor pressão global em um hidrante da rede, seriam 35.700 possíveis combinações de quatro hidrantes a serem verificadas.

Para otimizar essa tarefa, foi desenvolvido um algoritmo de busca aleatória que gerou um conjunto de mil chaves de quatro números inteiros: dois deles no intervalo de 1 a 7 (sem repeti-los), um no intervalo de 8 a 32, e um no intervalo de 33 a 100. Para cada combinação, o algoritmo atribuiu o consumo de 36,8 L/s aos quatro pontos de demanda espacial selecionados, e a rede foi exportada para o EPANET, no qual foi simulada.

Os resultados das pressões nos hidrantes foram armazenados e foram determinadas as vinte

situações mais críticas quanto à pressão mínima nos hidrantes. Verificou-se um padrão de combinações dentre esses vinte resultados, e novos intervalos de busca foram definidos. Para a tubulação de 200 mm, reduziu-se o intervalo para números entre 22 e 28; e para a tubulação de 150 mm, intervalo de 90 a 100. Foram testadas as 1.617 combinações possíveis, até que se encontrou a configuração que resultou na menor pressão possível em um hidrante, em regime permanente.

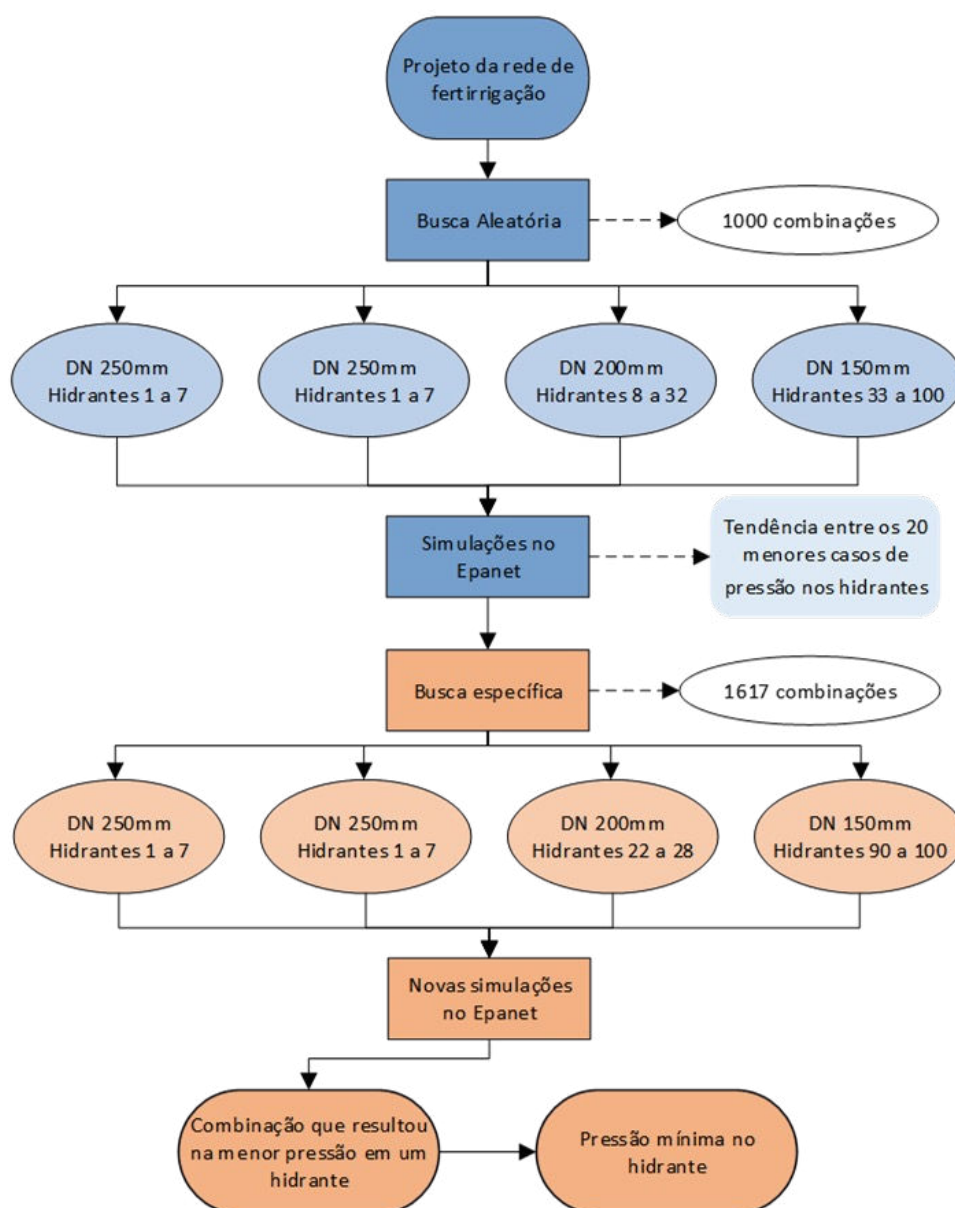


Figura 3 - Fluxograma das etapas para determinação da menor pressão possível em um hidrante, em regime permanente.

2.3 Regime Transiente

Para a simulação do transitório hidráulico, a rede de fertirrigação foi dividida em dez adutoras, simulando os possíveis caminhos do fluxo da água. Cada uma das adutoras iniciou na estação de bombeamento; o final foi definido por um hidrante.

Para cada adutora, foi executado o algoritmo de busca aleatória (com um número reduzido de combinações), para determinar a configuração de hidrantes que resultasse na menor pressão em um hidrante posicionado ao longo da adutora. O foco foi na pressão mínima, pois verificou-se que as situações críticas no transitório hidráulico estavam relacionadas a pressões negativas na rede (GHORBANIAN; KARNEY; GUO, 2015).

O processo de conversão da rede em adutora foi feito a partir do UFC2. O programa converte a vazão dos trechos que não pertencem à adutora em demanda especial (DER) nos nós onde ocorre ramificação. No final da adutora, foi inserido um reservatório de nível variável fictício. O nível d'água inicial desse reservatório correspondeu à pressão daquele nó quando a rede foi simulada no EPANET.

Foi utilizado o programa UFC5 para encontrar o ponto de trabalho das bombas. Em seguida, as adutoras foram exportadas para o programa UFC7 (SANDERS NETO; BARBOSA; CASTRO, 2020; PAIVA et al., 2021; TEIXEIRA et al., 2022), em que foram realizadas as simulações do transitório hidráulico pelo Método das Características (CHAUDRY, 2014; BARBOSA; CASTRO, 2014). As envoltórias de subpressão apontaram a presença de pressões negativas ao longo das adutoras.

Por um critério econômico, optou-se por utilizar ventosas de tríplex função como dispositivo de proteção das adutoras (MOGHADDAS; SAMANI; HAGHIGHI, 2017). Para pressões negativas su-

periores a -30 mca, foram adotadas ventosas de tríplex função do tipo non-slam; para pressões negativas inferiores a -30 mca, foram adotadas ventosas do tipo quebra-vácuo acopladas com tríplex função (TASCA; LUVIZOTTO JUNIOR; DALFRÉ FILHO, 2019). Foram realizadas novas simulações, agora com as ventosas devidamente posicionadas.

As envoltórias de sobrepressão coincidiram com as linhas piezométricas em regime permanente, na maior parte do comprimento das adutoras. Apenas nos trechos finais foram verificadas sobrepressões.

Ao final, os resultados de cada uma das dez adutoras foram compatibilizados de modo a agregar os trechos para formarem novamente a rede de fertirrigação.

3 RESULTADOS

3.1 Pressão Mínima no Hidrante

A configuração da posição dos quatro hidrantes em operação simultânea que resultou na pressão mínima global em um hidrante é apresentada na Fig. 4. Foram definidos os hidrantes relacionados às posições 4 e 5, na tubulação de 250 mm; 23, na tubulação de 200 mm; e 99 na tubulação de 150 mm. A pressão mínima foi observada no hidrante 99, representado por um ponto vermelho. Os outros três hidrantes foram destacados por pontos azuis. O valor da pressão mínima foi de 98,45 mca, atendendo ao requisito mínimo de pressão (92 mca).

No canto inferior direito da Fig. 4 é apresentado um gráfico de isolinhas de pressão na rede, resultante da simulação no Epanet. A menor zona de pressão localiza-se em torno da estação de bombeamento, com pressões inferiores a

90 mca. No entanto, nas regiões onde se localizam os hidrantes, a pressão foi sempre superior a 90 mca. Dentre essas regiões onde há hidrantes

em operação, as menores pressões estão localizadas nos nós em torno do hidrante 99.

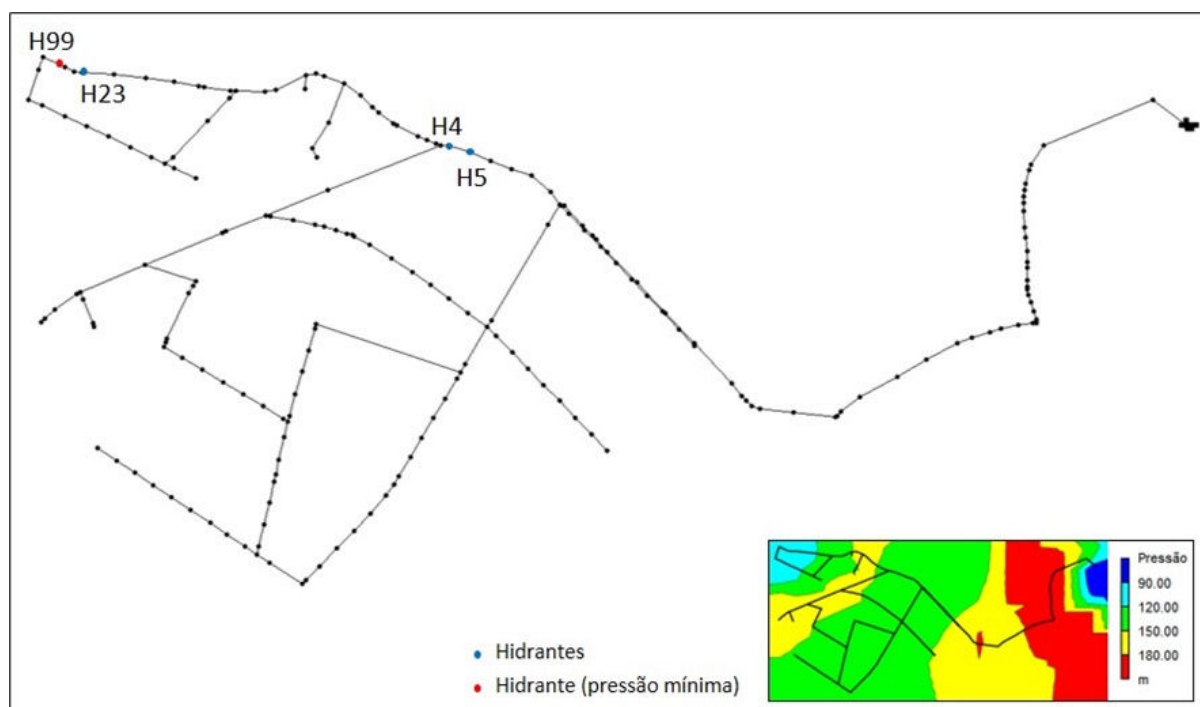


Figura 4 - Configuração da rede que gerou pressão mínima em um hidrante, e isolinhas de pressão resultantes da simulação no EPANET.

3.2 Análise do Regime Transiente

Foram traçadas dez adutoras ao longo da rede, de forma a possibilitar a simulação do transitório hidráulico no UFC 7. Os traçados percorreram toda a rede e os hidrantes em operação foram os que forneceram a situação crítica de pressão mínima em um hidrante, para cada adutora. Na Fig. 5 estão ilustradas as adutoras determinadas.

A partir das simulações do transitório, foram determinados os pontos nas adutoras onde devem

se localizar as ventosas (RAMEZANI; KARNEY, 2017; TASCA; LUVIZOTTO JUNIOR; DALFRÉ FILHO, 2019). Foi necessário realizar a simulação com ventosas para as adutoras 1, 2, 5, 6, 7, 8 e 10. As Fig. 6 a 12 demonstram os resultados obtidos das envoltórias de sobrepressão e de subpressão confrontando as situações sem dispositivo e com dispositivos de proteção contra o golpe de aríete. No total, foi sugerida a adoção de 14 ventosas, sendo 5 do tipo quebra vácuo acoplada com tríplice função (VTQB) e 9 do tipo non-slam (VTNS).

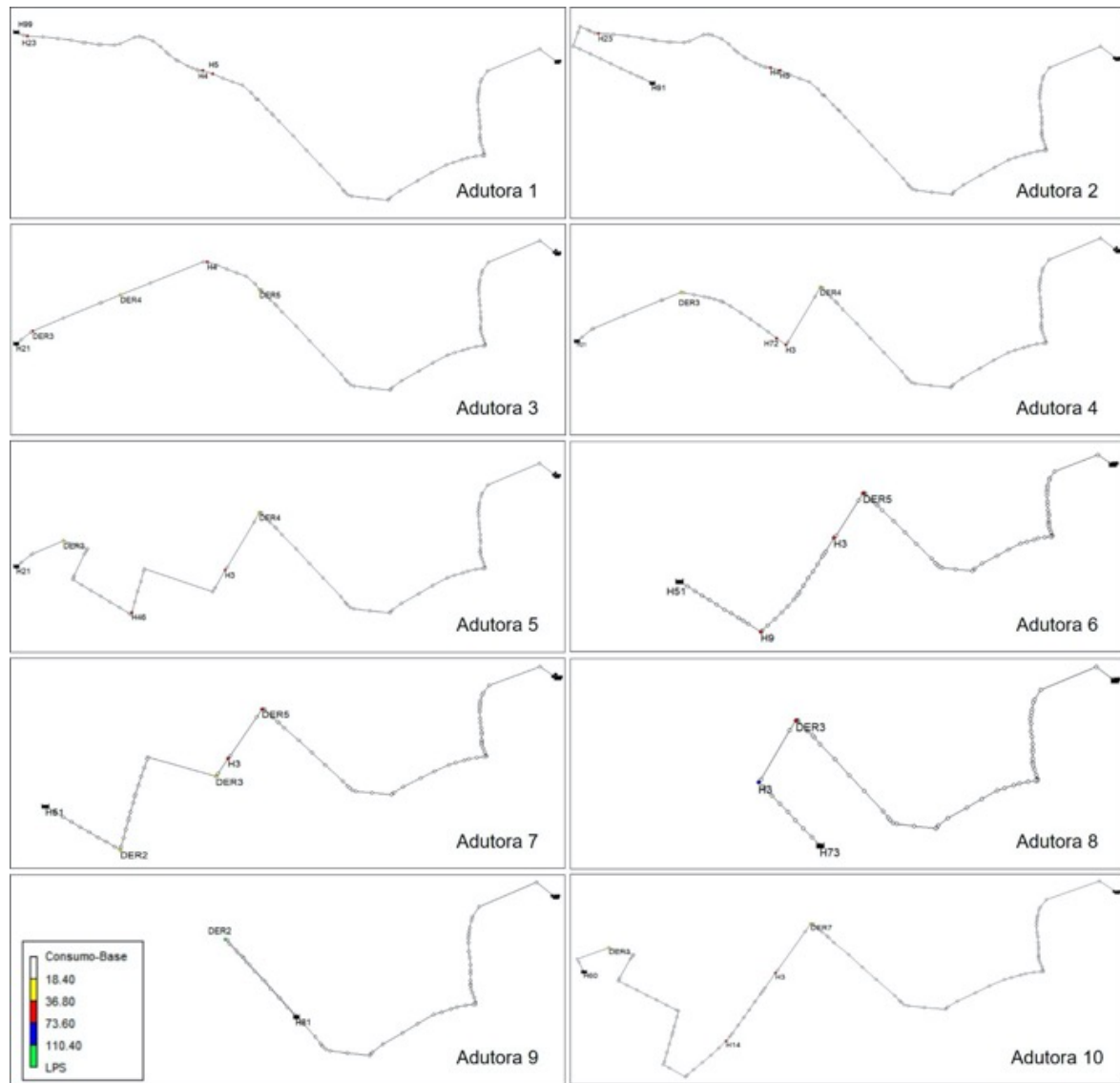


Figura 5 - Adutoras de 1 a 10.

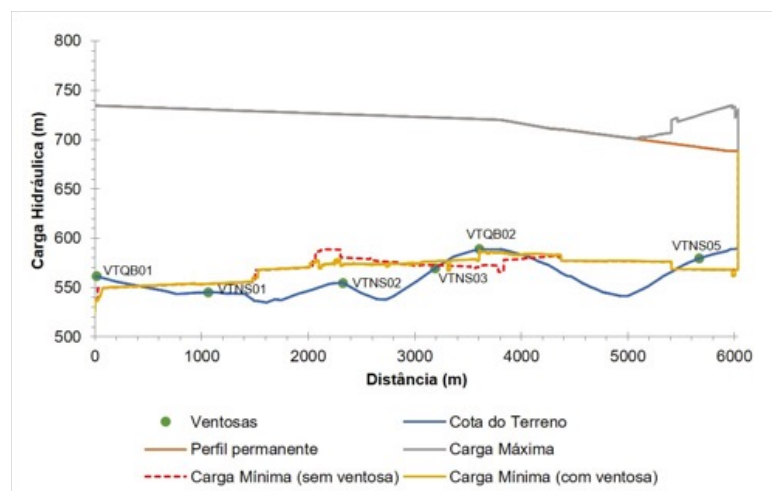


Figura 6 – Envolvórias de pressão para a adutora 1.

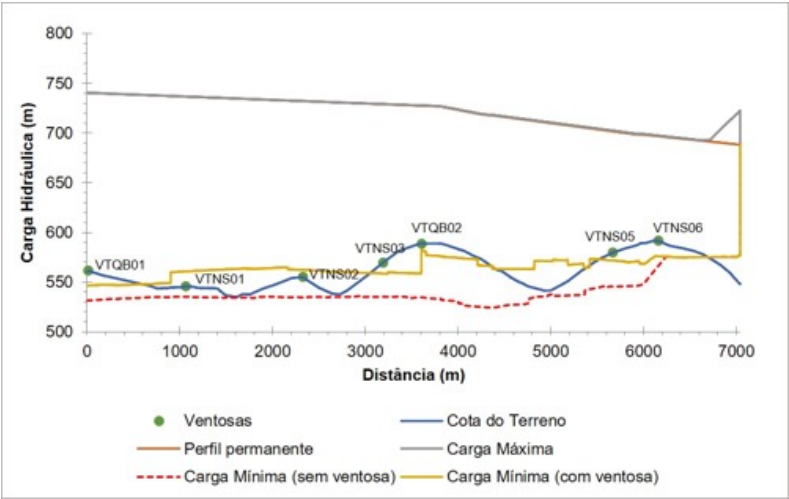


Figura 7 - Envoltórias de pressão para a adutora 2.

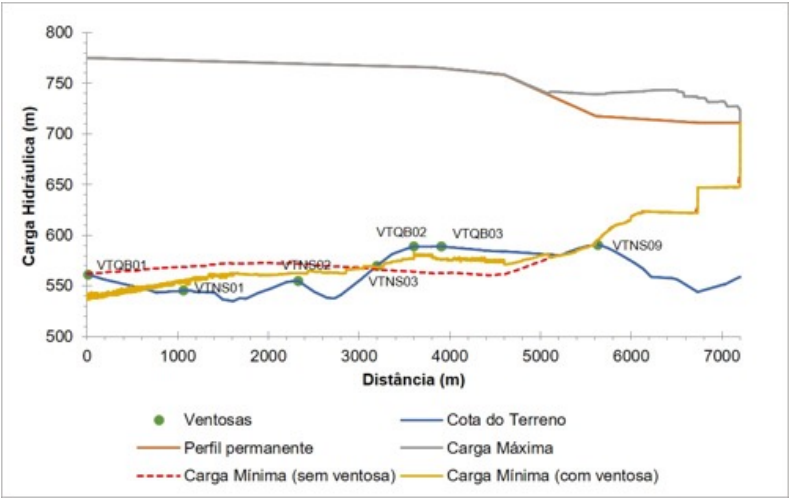


Figura 8 – Envoltórias de pressão para a adutora 5.

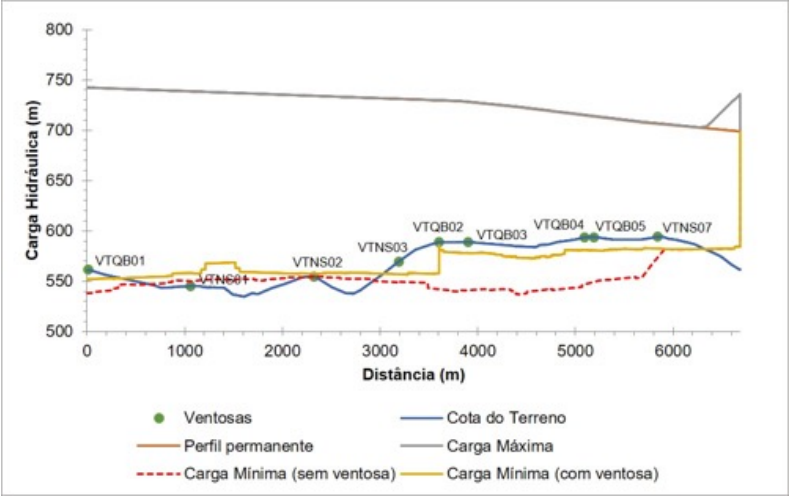


Figura 9 - Envoltórias de pressão para a adutora 6.

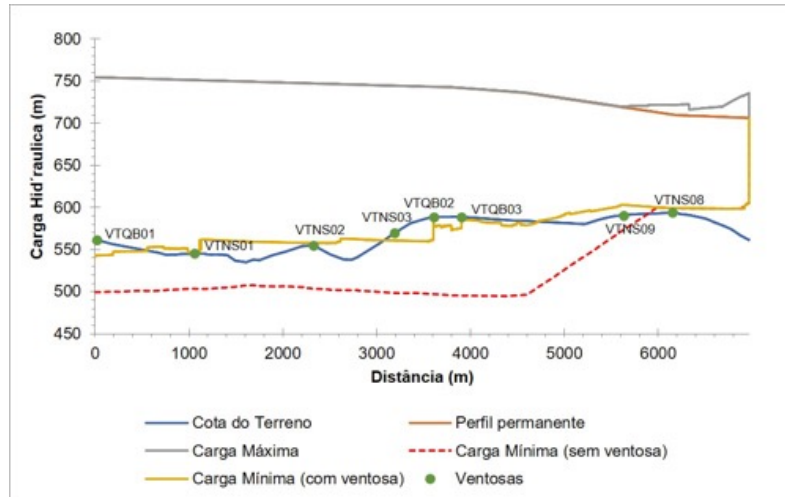


Figura 10 - Envoltórias de pressão para a adutora 7.

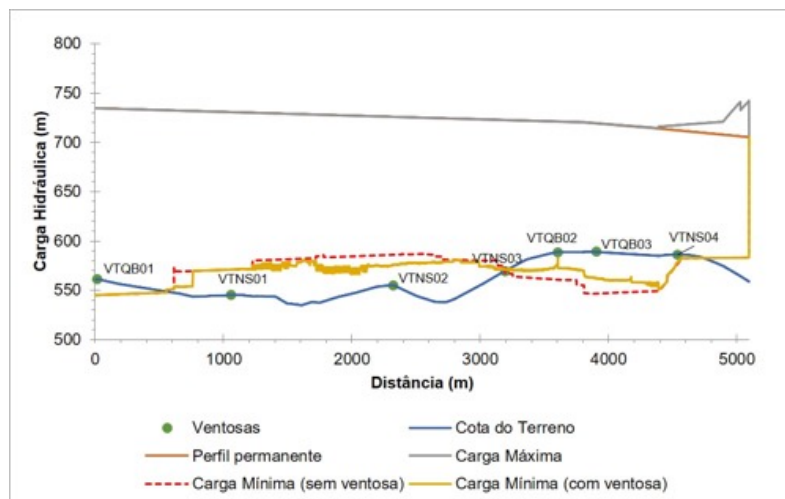


Figura 11 - Envoltórias de pressão para a adutora 8.

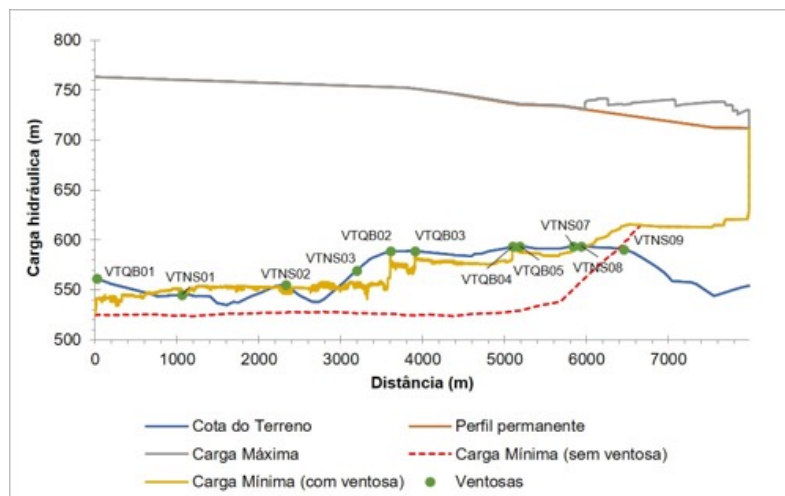


Figura 12 - Envoltórias de pressão para a adutora 10.

Na Fig. 13 estão as localizações das ventosas utilizadas nas simulações, todas com DN 100 mm.



Figura 13 - Localização das ventosas na rede de fertirrigação.

4 CONCLUSÕES

O desenvolvimento de um algoritmo de busca aleatória possibilitou assegurar o atendimento da rede de fertirrigação analisada aos requisitos mínimos de pressão e vazão de trabalho, em regime permanente. Otimizou-se o processo de definição dos quatro hidrantes em operação simultânea que ocasionariam a pressão mínima possível em um hidrante, dentro de um universo de milhares de possibilidades, de forma assertiva. De um total de 35.700 possíveis combinações, foram realizadas apenas 2.617 simulações.

A divisão da rede de fertirrigação em adutoras se mostrou uma boa solução para simulação do transitório hidráulico em um software gratuito que calcula o transitório em adutoras. Assim, foi possível analisar individualmente cada caminho pelo qual a água poderia escoar.

A adoção de ventosas como dispositivos de proteção contra as subpressões, que em grande parte foram inferiores à pressão de vapor da água, mostrou-se capaz de amenizar os picos de pressões

mínimas; no entanto, não foi capaz de solucionar o problema por completo, havendo a necessidade da adoção de dispositivos complementares.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Silveira Neto JP, Teixeira LFC; **Introdução:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC; **Materiais e Métodos:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC, Castro MAH, Luchiari DJF; **Resultados e Discussões:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC, Castro MAH; **Conclusões:** Silveira Neto JP; **Redação – Primeira versão:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC; **Redação – Revisão & Edição:** Castro MAH, Luchiari DJF; **Infraestrutura:** Castro MAH, Luchiari DJF.

6 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento desta pesquisa. Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará e à Brasil Ambiental LTDA, pelo suporte técnico.

7 REFERÊNCIAS

- BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional da válvula antecipadora de onda como mecanismo de alívio para o golpe de aríete. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 101-114, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n2.p101-114>.
- CHAND, J. B.; HEWA, G.; HASSANLI, A.; MYERS, B. Deficit irrigation on tomato production in a greenhouse environment: a review. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 147, n. 2, p. 04020041, 2021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001529](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001529)
- CHAUDHRY, M. H. **Applied Hydraulic Transients**. 4ª Edição, Columbia, South Carolina, USA: Springer, 2014.
- ČISTÝ, M.; BAJTEK, Z.; BECOVÁ, A. Irrigation network design and reconstruction and its analysis by simulation model. **Selected Scientific Papers - Journal Of Civil Engineering**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 5-14, 1 jun. 2014. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.2478/sspjce-2014-0001>.
- GHORBANIAN, V.; KARNEY, B. W.; GUO, Y. The link between transient surges and minimum pressure criterion in water distribution systems. **Pipelines**, p. 805-814, 2015. <https://doi.org/10.1061/9780784479360.074>
- MOGHADDAS, S. M. J.; SAMANI, H. M. V.; HAGHIGHI, A. Transient protection optimization of pipelines using air-chamber and air-inlet valves. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 21, p. 1991-1997, 2017. <https://doi.org/10.1007/s12205-016-0836-4>
- PAIVA, B. A.; SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional do golpe de aríete em adutoras considerando a cavitação no fluido com a fração de vazio. **Revista DAE**, v. 69, n. 233, p. 217-228, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.088>.
- PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 4. ed. rev. São Carlos: EESC-USP, 2006. 540 p.
- PRATS, A. G.; PICÓ, S. G.; ALZAMORA, F. M.; BELLO, M. A. J. Random scenarios generation with minimum energy consumption model for sectoring optimization in pressurized irrigation networks using a simulated annealing approach. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 138, n. 7, p. 613-624, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000452](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000452)
- RAMEZANI, L.; KARNEY, B. Water column separation and cavity collapse for pipelines protected with air vacuum valves: understanding the essential wave processes. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 143, n. 2, p. 04016083, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001235](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001235)
- SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Análise do efeito do golpe de aríete numa adutora com uma junção de ramificação. **Revista DAE**, v. 68, n. 225, p. 135-148, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.058>.
- TASCA, E. S. A.; LUVIZOTTO JUNIOR, E.; DALFRÉ FILHO, J. G. Os perigos advindos de válvulas de ar em sistemas adutores e duas soluções eficazes testadas computacionalmente. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 5-16, 2019. <https://doi.org/10.36659/dae.2019.001>
- TEIXEIRA, L. F. C.; SANDERS NETO, V. C.; PAIVA, B. A.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Efeito da entrada superior em reservatórios de jusante durante transitório hidráulico em adutoras de distribuição de água. **Revista DAE**, [S.L.], v. 70, n. 237, p. 6-18, 5 jul. 2022. **Revista DAE**. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2022.047>.
- TESTEZLAF, R. **Irrigação: métodos, sistemas e aplicações**. Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, 2017.
- VILLA, F. G.; PRATS, A. G. Using location-allocation algorithms to distribute multioutlet hydrants in irrigation networks design. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 138, n. 4, p. 304-309, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000405](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000405)

Análise comparativa das funções de abertura e fechamento de válvulas de alívio de pressão

Comparative analysis of the opening and closing functions of pressure relief valves

• **Data de entrada:**
17/04/2022

• **Data de aprovação:**
12/09/2022

José Paulo da Silveira Neto^{1*} | Lucas Florêncio da Cunha Teixeira¹ |
Vicente de Castro Sanders Neto¹ | Bruno Araújo Paiva¹ | João Marcelo Costa Barbosa¹ |
Marco Aurélio Holanda de Castro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.054>

ORCID ID

Silveira Neto JP  <https://orcid.org/0000-0002-4392-4102>

Teixeira LFC  <https://orcid.org/0000-0002-7964-4970>

Sanders Neto VC  <https://orcid.org/0000-0002-1106-0880>

Paiva BA  <https://orcid.org/0000-0002-6971-6184>

Barbosa JMC  <https://orcid.org/0000-0003-0559-0516>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Resumo

A eficácia da válvula de alívio de pressão na proteção de adutoras durante o transitório hidráulico está sujeita ao seu comportamento de abertura e de fechamento. O objetivo deste trabalho é determinar o efeito de diferentes funções de abertura e fechamento de válvulas de alívio durante o golpe de aríete causado pela parada abrupta de uma bomba centrífuga em adutoras. Foram analisadas quatro funções, assim como a situação de válvula com abertura e fechamento imediatos. Foram simuladas três adutoras utilizando o Método das Características, incluindo o modelo de Cavidade de Gás Livre Discreto com celeridade variável. A primeira e a terceira função foram as que apresentaram uma atenuação mais eficaz das ondas de sobrepressão, por apresentarem um fechamento mais lento e gradual. As demais funções e a válvula de abertura e fechamento imediatos provocaram sobrepressões secundárias nos trechos mais a jusante da adutora, próximo à entrada do reservatório de jusante.

Palavras-chave: Válvula de alívio de pressão. Abertura e fechamento. Transitório hidráulico.

Abstract

The efficiency of the pressure relief valve in protecting water pipelines during hydraulic transients is subject to its opening and closing behavior. This work aims to determine the effect of different opening and closing functions of relief valves during water hammer caused by the abrupt shut-off of a centrifugal pump in water pipelines. Four functions were analyzed, as well as the valve situation with immediate opening and closing. Three water pipelines were simulated using the Characteristics Method, including the Discrete Free Gas Cavity model with variable wave speed. The first and third functions were the ones that showed a more effective attenuation of the overpressure waves, as they presented a slower and more gradual closing. The other functions and the immediate opening and closing valve caused secondary overpressures in the further downstream sections of the pipeline, close to the downstream reservoir inlet.

Keywords: Pressure relief valve. Opening and closing. Hydraulic transients.

¹ Universidade Federal do Ceará (Campus Pici) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** js_silveirant@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

As válvulas de alívio de pressão (*Pressure Relief Valves*, ou PRV) são dispositivos atenuadores de pressão instalados em sistemas de condutos forçados para evitar que as sobrepressões originadas a partir de eventos causadores de transitório hidráulico, como parada de bombas ou fechamento de válvulas, superem a resistência máxima do material (SOARES; COVAS; RAMOS, 2013; KÖPPL; FEDOSEYEV; HELMING, 2019).

Essas válvulas são projetadas para atuar automaticamente a partir de um valor de pressão pré-determinado, chamado pressão de ajuste, descarregando fluido e evitando ou minimizando o aumento da pressão de operação acima de um limite pré-estabelecido (BAHADORI, 2016). A válvula fecha quando as condições normais de pressão do sistema são reestabelecidas.

A válvula de alívio de pressão do tipo mola é uma das mais utilizadas em instalações para garantir a segurança operacional (ORTEGA; PIRES; NIECKELE, 2008). O dimensionamento da válvula de alívio obedece às normas ASME Seção VIII e API 520 (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 2008), relacionando vazão de alívio com as características geométricas da válvula e com o diferencial de pressão (montante e jusante) em condição de regime permanente, desprezando o seu caráter dinâmico.

A operação inadequada da PRV causa muitos danos ao sistema, tais como a diminuição da capacidade de descarga, uma função insuficiente da regulação de pressão constante ou proteção contra sobrepressão e a ressonância de todo o sistema de tubulação ou danos graves na superfície de vedação da PRV (MA; PAN, 2020).

É importante entender o comportamento dinâmico da válvula de alívio durante o transitório hidráulico para uma correta simulação computacional, ou seja, conhecer o tempo de resposta e o comportamento da descarga em função

da abertura da válvula. Contudo, esse comportamento não é estabelecido em norma e raramente é disponibilizado pelos fabricantes (FILGUEIRAS et al., 2014; PÉREZ, 2016). Muitos dos programas comerciais de simulação de transientes também não contam com um modelo dinâmico de válvula de alívio, adotando simplificações de regime permanente.

Pérez (2016) analisou experimentalmente o comportamento dinâmico de um modelo de PRV e constatou que o coeficiente de descarga em regime permanente não proporciona uma adequada representação do comportamento real da válvula para eventos de transientes rápidos.

Ortega et al. (2009) desenvolveram um modelo bidimensional simplificado de PRV e implementaram uma equação dinâmica que define a posição do disco da válvula em função do tempo. Partindo da solução da forma transiente da equação de conservação de massa, os autores obtiveram as distribuições de velocidade e pressão na válvula, possibilitando a determinação do coeficiente de descarga em função da abertura da válvula.

A abertura da válvula é proporcional ao excesso de pressão na tubulação à montante, em relação à pressão de ajuste (CHAUDRY, 2014). À medida que a força devido à pressão do fluido no orifício de entrada supera a força da mola, o disco da válvula é levantado, permitindo que o fluido escape. O desequilíbrio de forças no sentido oposto provoca o fechamento da válvula (PÉREZ, 2016).

Lyu et al. (2021), por meio de uma análise de sensibilidades dos tempos de abertura e fechamento da PRV, constataram que, quanto menor o tempo de abertura da válvula (0,5 s), melhor a eficácia na atenuação das sobrepressões, em função da rápida resposta da válvula em descarregar água. Por sua vez, os autores observaram que o fechamento da válvula deve ocorrer lentamente para garantir a proteção contra o golpe de aríete. Se

a válvula fechar rapidamente, será gerada uma nova onda de sobrepressão. A análise de sensibilidade mostrou que a eficiência da proteção contra o golpe de aríete pode ser melhorada pela função adequada de abertura e fechamento da válvula de alívio. Trabalhos como os de Riasi e Tazraei (2017) buscaram otimizar essa função.

Segundo Bell et al. (2020), embora todas as válvulas de alívio de pressão sejam projetadas para abrir no ponto de pressão definido, o desempenho da válvula depende do tipo de válvula. Para modelar com precisão o que acontece quando uma válvula alivia, é importante saber como é o comportamento de abertura e fechamento da válvula. Os autores apresentam um conjunto de curvas, para diferentes tipos de válvulas, que relacionam o excedente de pressão e a abertura da válvula.

Apesar da importante contribuição, Bell et al. (2020) não realizaram a modelagem dessas válvulas para analisar como os diferentes comportamentos de abertura e fechamento influenciam o alívio das sobrepressões em um evento de transitório hidráulico. Na literatura também não foram encontrados trabalhos que tratam o tema com essa abordagem. Acredita-se que uma modelagem dessa natureza trará uma grande contribuição para elucidar o comportamento dinâmico das válvulas de alívio de pressão e sua influência na proteção de sistemas hidráulicos.

Portanto este trabalho tem como objetivo propor um modelo matemático para as PRVs e determinar o efeito de diferentes funções de abertura e fechamento da válvula durante o golpe de aríete causado pela parada abrupta de uma bomba centrífuga em adutoras. Para isso foi desenvolvido um modelo computacional considerando o modelo da coluna elástica de água, adaptado a um modelo de cavitação e aplicado ao método das características, para simulação do transitório hidráulico.

2 METODOLOGIA

2.1 Modelagem Numérica e Computacional

Para a descrição matemática do escoamento transiente em condutos forçados, adota-se um conjunto de pressupostos físicos denominado modelo da coluna elástica. A hipótese desse modelo é de que as paredes do conduto são linearmente elásticas, o escoamento é unidimensional, e a dissipação de energia é expressa por uma formulação quase permanente (FERREIRA; BARBOSA; CASTRO, 2016).

Muitos trabalhos utilizaram um modelo numérico, que tem como princípio o Método das Características (MOC) (CHAUDRY, 2014; LYU et al., 2021), cuja base de cálculo inicial é determinar a linha piezométrica entre dois pontos, em regime permanente, pela equação de Bernoulli, para obter os valores de carga e vazão em todos os nós do sistema; a descrição do escoamento transiente é feita em termos das equações do momento e da continuidade. (BARBOSA; CASTRO, 2014; SANDERS NETO; BARBOSA; CASTRO, 2020).

Neste trabalho foi utilizado o modelo numérico proposto e implementado computacionalmente por Paiva et al. (2021), que utiliza o MOC e o modelo de Cavidade de Gás Livre Discreto (DGCM) com celeridade variável modificada (NGUYEN, 2009).

A utilização desse modelo em contrapartida do uso exclusivo do MOC se deu por conta de sua melhor performance numérica e adequação às condições de contorno da válvula de alívio de pressão e às diferentes funções de abertura e fechamento da válvula.

A condição de contorno da válvula de alívio de pressão para o MOC é dada pela Eq. 1 (BARBOSA; CASTRO, 2014; CHAUDRY, 2014).

$$Q_{P_v} = C_d A_v \alpha \sqrt{2g(H_{P_{i,n+1}} - z_o)} \quad (1)$$

Onde Q_{P_v} é a vazão descarregada pela válvula a cada passo de tempo [L^3T^{-1}]; C_d é o coeficiente de descarga da válvula; A_v é a área de abertura da válvula [L^2]; α é a fração de abertura da válvula (em função da pressão na válvula); g é a aceleração da gravidade [LT^{-2}]; $H_{P_{i,n+1}}$ é a carga piezométrica na seção (i,n+1) [L], imediatamente anterior ao nó da válvula; e z_o é a cota do nó da válvula [L].

Pela equação da continuidade, para cada passo de tempo, tomou-se o cálculo da vazão conforme Eq. 2 (RIASI; TAZRAEI, 2017).

$$Q_{P_{i,n+1}} = Q_{P_v} + Q_{P_{i+1,1}} \quad (2)$$

Onde $Q_{P_{i,n+1}}$ é a vazão na seção (i,n+1) [L^3T^{-1}]; e $Q_{P_{i+1,1}}$ é a vazão na seção (i+1,1) [L^3T^{-1}], imediatamente depois do nó da válvula. Assume-se que a perda de carga na válvula é negligenciável (RIASI; TAZRAEI, 2017), portanto a carga H [L] é definida pela Eq. 3.

$$H_{P_{i,n+1}} = H_{P_{i+1,1}} \quad (3)$$

As equações da válvula de alívio de pressão foram implementadas no módulo UFC7 do Sistema UFC (PAIVA et al., 2021), desenvolvido pelo Laboratório de Hidráulica Computacional (LAHC), do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), da Universidade Federal do Ceará (UFC).

2.2 Funções de abertura e fechamento da válvula de alívio

Foram analisados quatro tipos de válvulas de alívio com suas respectivas funções de abertura e fechamento, adaptadas de Bell et al. (2020), conforme Fig. 1. Essas válvulas foram a “Spring Loaded (Liquid)”, a “Modulating Action Pilot”, a

“ASME VIII”, e a “ASME I”. Devido à necessidade de compatibilização das funções de abertura com o modelo numérico, foram feitas algumas alterações em três dessas funções, com exceção da “Modulating Action Pilot”. Essas alterações consistiram na inclinação dos trechos verticais dos gráficos originais, que representavam uma mudança brusca da abertura da válvula para um mesmo valor de pressão.

Nos gráficos, “% Pressão” representa a relação entre a pressão máxima transiente e a pressão permanente no nó onde a válvula de alívio foi inserida. A primeira função foi adaptada da válvula “Spring Loaded (Liquid)”. Até 92,5% de pressão, a válvula permanece completamente fechada; a partir de então, a válvula começa a abrir gradativamente até uma fração de abertura de 5%, quando a pressão atinge 100%. Em seguida a abertura ocorre de forma mais acentuada, e quando a pressão atinge 107%, a válvula encontra-se 50% aberta. A válvula fica completamente aberta quando a pressão atinge 110%. No fechamento, a válvula permanece 100% aberta até a pressão ser reduzida a 93,5%; a partir desse valor, a válvula fecha gradativamente, encontrando-se 68% aberta quando a pressão reduz para 90%, e completamente fechada quando a pressão reduz para 87%.

A segunda função foi a da válvula “Modulating Action Pilot”. Até 100% de pressão a válvula permanece completamente fechada. A partir desse valor, a válvula abre gradativamente, de forma linear, até estar completamente aberta, quando a pressão atinge 110%. Quando a pressão é reduzida para 98%, a válvula passa a se fechar linearmente até seu fechamento total, quando a pressão atinge 90%.

A terceira função foi adaptada da válvula “ASME VIII”. A válvula começa a abrir quando a pressão ultrapassa 95%. Inicialmente ocorre uma abertura suavizada até a pressão atingir 100%. Nesse momento, a válvula encontra-se apenas 2%

aberta. Acima desse valor de pressão, ocorre uma abertura mais acentuada. A válvula atinge 100% de abertura quando a pressão aumenta para 110%. O fechamento da válvula se inicia logo

quando a pressão decresce um pouco dos 110%. Quando a pressão reduz para 94%, a válvula está 40% aberta; e quando a pressão reduz para 91%, a válvula fecha completamente.

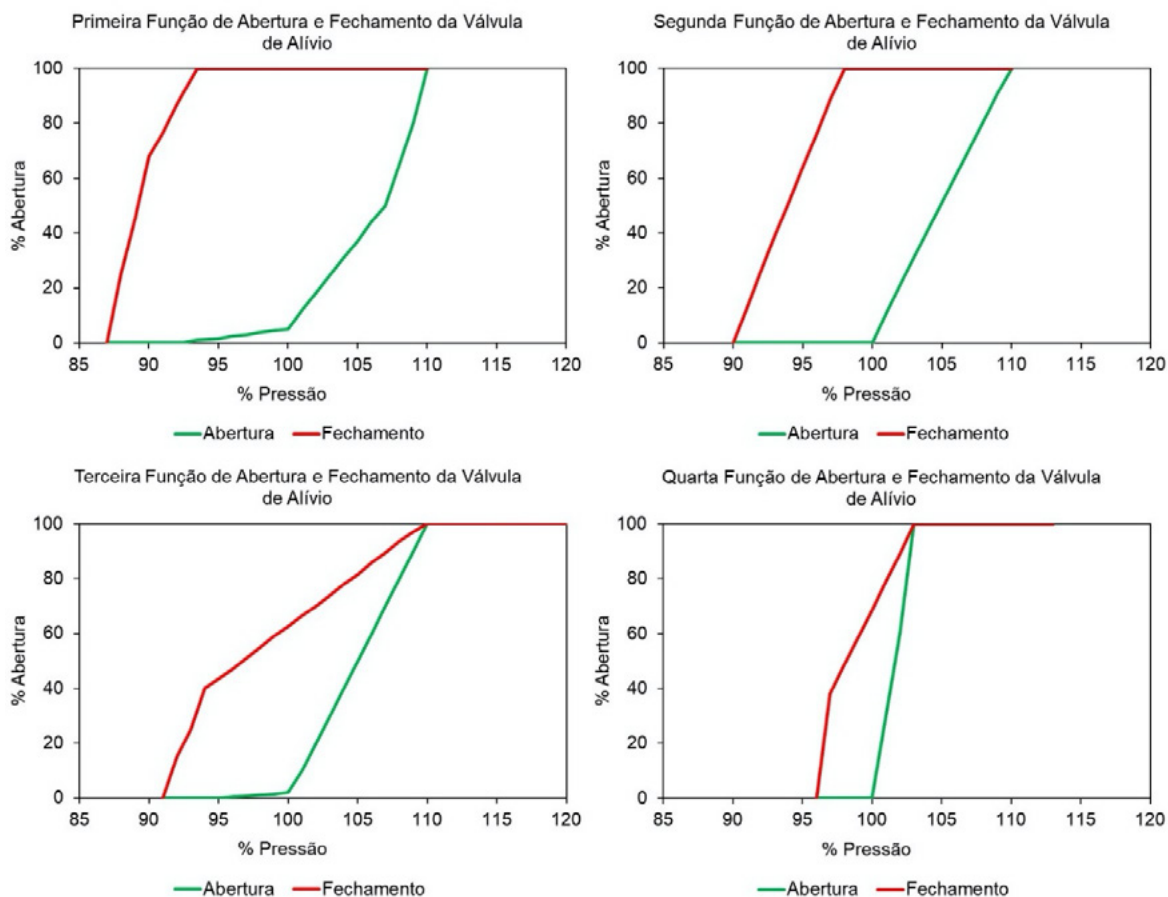


Figura 1 - Funções de abertura e fechamento da válvula de alívio de pressão. Fonte: Adaptado de Bell et al. (2020).

Por sua vez, a quarta função foi adaptada da válvula “ASME I”. A válvula começa a abrir quando a pressão ultrapassa 100% e abre completamente quando a pressão atinge 103%. Quando a pressão reduz imediatamente abaixo de 103%, inicia-se o fechamento da válvula, que é completado quando a pressão reduz para 96%.

2.3 Simulações do transitório hidráulico em adutoras

As quatro funções de abertura e fechamento da válvula de alívio de pressão foram implementadas no

programa UFC7 para a realização das simulações de transitório hidráulico, a partir do desligamento da bomba centrífuga. A porcentagem de abertura da válvula em função da pressão é adicionada ao cálculo da vazão na forma do coeficiente α da Eq. 1.

As simulações foram realizadas em 3 adutoras reais (Fig. 2), nas quais, originalmente, não havia válvula de alívio. A locação de uma válvula de alívio de pressão nas adutoras é uma situação fictícia e, como tal, não existem dados reais de pressões máximas e mínimas para as situações com válvula de alívio, que podem servir como base de comparação.

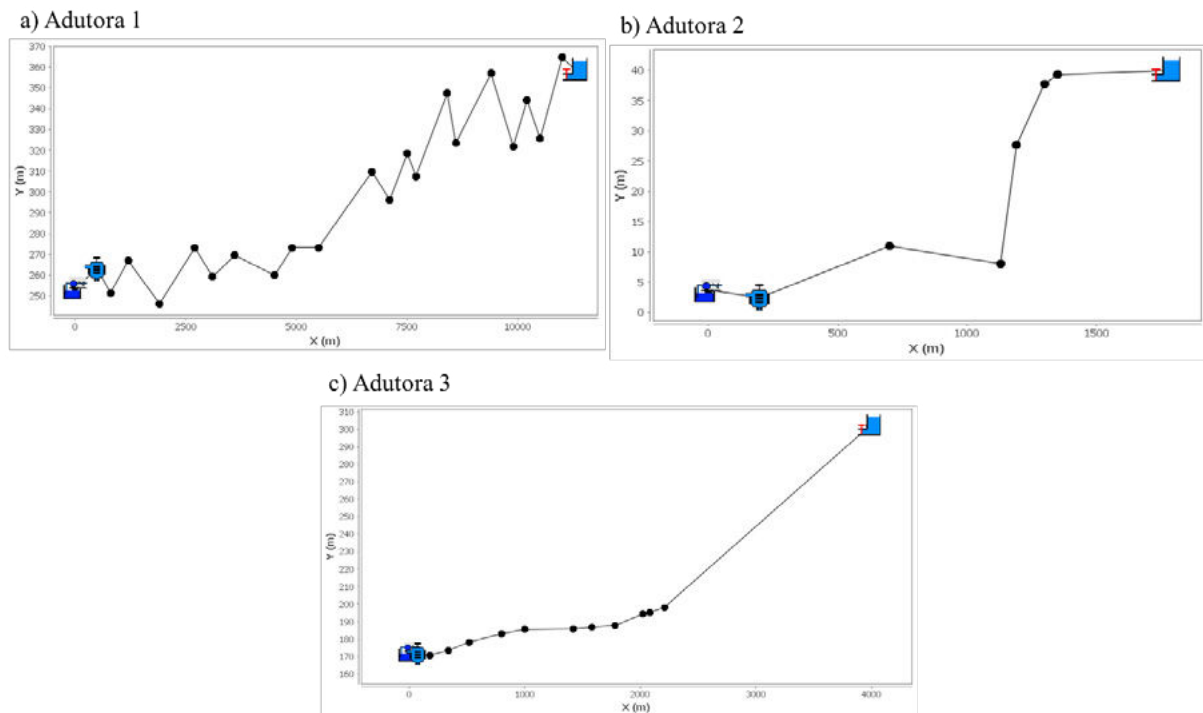


Figura 2 - Representação dos perfis das adutoras simuladas no UFC7: a) Adutora 1; b) Adutora 2; c) Adutora 3.

Nas três adutoras, a condição de montante é definida por um reservatório de nível fixo, uma bomba centrífuga e uma válvula de retenção; e o nó de jusante é definido por outro reservatório fixo, em

cota superior. As válvulas de alívio de pressão foram inseridas no segundo nó de cada uma das adutoras. A Tabela 1 apresenta uma síntese das características das adutoras, e das respectivas PRVs.

Tabela 1 - Características físicas das três adutoras simuladas e suas respectivas válvulas de alívio de pressão.

	Adutora 1	Adutora 2	Adutora 3
Extensão (km)	11,3	1,77	3,98
Diferença de cotas (m)	104	39,39	129
Material	FoFo K7 JTI	PVC DEFoFo	FoFo K7 JTI
Diâmetro Nominal (mm)	150	300	500
Tipo de PRV	Metálica	Metálica	Metálica
Diâmetro da PRV (mm)	25	50	50
Pressão de abertura da PRV (mca)	150	50	99

Além das simulações com as 4 funções de abertura e fechamento, o transitório hidráulico nas adutoras foi simulado com válvula de alívio de pressão de abertura e fechamento imediatos e sem válvula de alívio, para verificar a influência das funções de abertura e fechamento da válvula sobre as sobrepressões.

As envoltórias de pressões máximas e mínimas resultantes das simulações do transitório hidráulico nas adutoras, para cada tipo de função de abertura e fechamento da PRV, e para as situações sem válvula, e com válvula de abertura e fechamento imediatos, foram comparadas e analisadas de forma gráfica.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Adutora 1

As envoltórias de pressões máximas e de pressões mínimas para as seis situações analisadas

(as quatro funções da PRV, PRV de abertura e fechamento imediatos e adutora sem PRV) foram plotadas em um mesmo gráfico, junto com a carga hidráulica em regime permanente e o perfil da adutora, como mostra a Fig. 3.

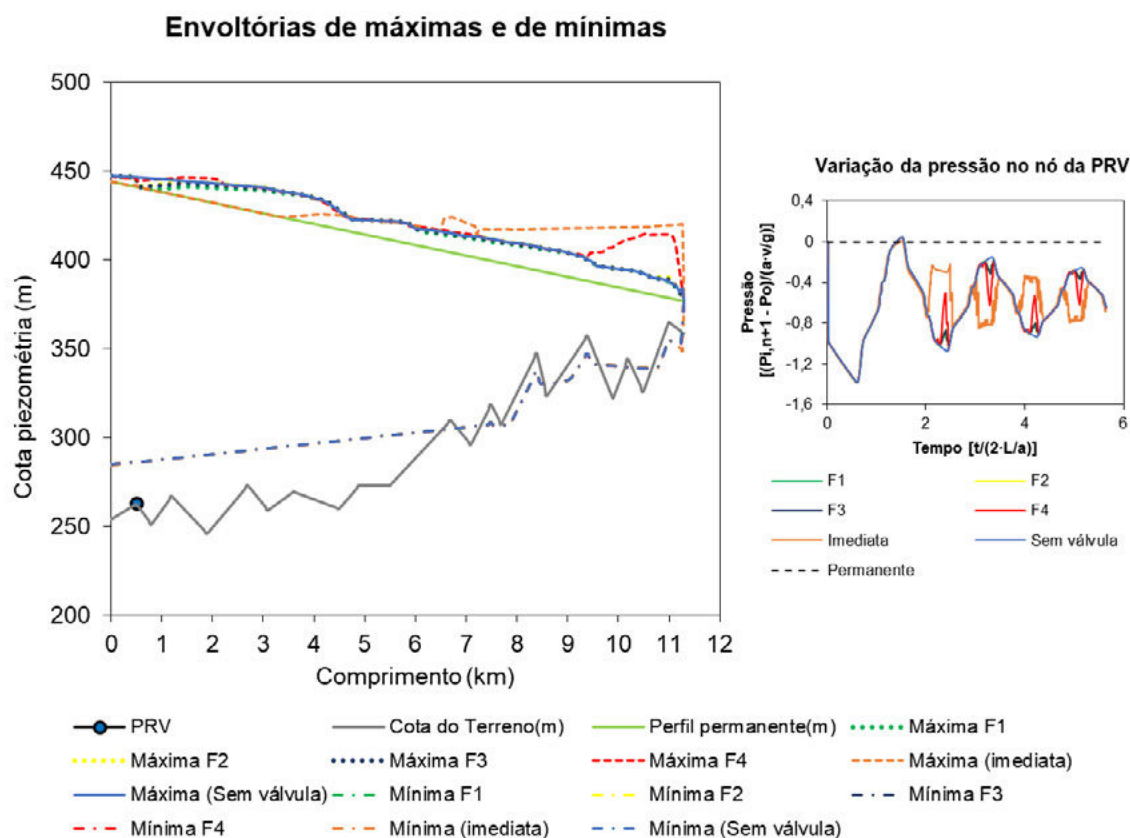


Figura 3 - Envoltórias de máxima e de mínima resultantes da simulação do transitório hidráulico na Adutora 1, com válvula de alívio de pressão de 25 mm; e variação da pressão no nó da válvula de alívio de pressão.

Nos trechos iniciais da adutora sem válvula de alívio de pressão, a sobrepressão ultrapassa a pressão máxima de serviço do material, que é de 190 mca, chegando ao valor máximo de 197,16 mca em $x = 1,87$ km. Em relação às subpressões, os trechos críticos da adutora se iniciam a partir de aproximadamente 6,5 km, ponto em que as pressões mínimas se tornam negativas, ocorrendo cavitação em diferentes pontos da adutora. O modelo de Paiva et al. (2021) utilizado neste trabalho limita a pressão relativa mínima ao valor

de -10,33 mca, equivalente à pressão de vapor da água.

A Tabela 2 apresenta uma síntese de resultados importantes das simulações, como a pressão máxima verificada ao longo da adutora; o aumento ou redução máximos das envoltórias de sobrepressão proporcionados pela válvula de alívio de pressão, em relação à simulação sem a válvula; e a pressão máxima no nó da válvula ao longo do tempo.

A instalação da PRV com abertura e fechamento imediatos, no segundo nó da adutora ($x = 0,5$ km), aliviou a sobrepressão no início da adutora, até aproximadamente 5,7 km, aproximando as pressões máximas às pressões no regime permanente, e reduzindo a pressão em até 14 mca, em $x \approx 3$ km. Entretanto, nos trechos

mais a jusante da adutora houve um considerável acréscimo de pressão, em valores que chegam em até 38,06 mca, próximo à entrada do reservatório de jusante. Lyu et al. (2021) explicam que o rápido fechamento da PRV ocasiona ondas de sobrepressão secundárias. Não houve alteração na envoltória de subpressões.

Tabela 2 - Pressão máxima ao longo da adutora 1, variação máxima da envoltória de sobrepressão, e pressão máxima no nó da válvula de alívio de pressão.

Simulação	Adutora				Nó da Válvula	
	Pressão máx (mca)	Distância (km)	Variação máx (mca)	Distância (km)	Pressão máx (mca)	Tempo (s)
Sem válvula	197,16	1,87	-	-	183,62	27,11
1ª função	194,49	1,87	-6,33	0,80	183,56	27,07
2ª função	197,00	1,87	-5,07	11,27	183,59	27,07
3ª função	196,40	1,87	-5,46	0,55	183,57	27,11
4ª função	200,07	1,87	27,07	11,05	183,18	27,03
Imediata	190,00	0,00	38,06	11,22	179,25	26,37

Não houve divergência significativa entre os resultados das simulações com as três primeiras funções de abertura e fechamento da válvula, que não causaram uma grande mudança nas envoltórias de máximas. A jusante da válvula com a primeira função de abertura e fechamento, a pressão foi reduzida em até 6,33 mca ($x = 0,8$ km), em relação à ausência da válvula de alívio. Já a 4ª função de abertura e fechamento apresentou resultados menos promissores. Além de não amenizar as sobrepressões, a partir de 9 km da adutora, houve um acréscimo de pressão de até 27 mca ($x = 11,05$ km). A curva de fechamento dessa função da válvula (Fig. 1) indica, devido ao elevado coeficiente angular das retas, um fechamento mais rápido que as demais funções da válvula.

No gráfico de variação da pressão no nó em que a válvula de alívio de pressão foi inserida, a pressão foi normalizada e adimensionalizada com a finalidade de simplificar a análise dos resultados. No eixo das abscissas, utilizou-se a relação entre o tempo computacional (t) [T] e tempo de viagem

da onda de pressão ($2 \cdot L/a$) [T], sendo L o comprimento total da adutora [L], e a a celeridade da onda [LT^{-1}]. Já no eixo das ordenadas, utilizou-se a relação entre a diferença da pressão no nó no tempo t , e a pressão inicial ($P_{i,n+1} - P_o$) [L], com o número de Joukowski ($a \cdot v/g$) [L], sendo v [LT^{-1}] a velocidade do escoamento, e g [LT^{-2}] a aceleração da gravidade (PAIVA et al., 2021)

O transitório hidráulico iniciou-se com uma onda de subpressão, seguida da onda de sobrepressão, para a qual, em todas as situações simuladas com válvula, não houve um efeito amortecedor significativo em seu pico (em torno de 27 s). Acredita-se que esse resultado é devido ao coeficiente de descarga da válvula de alívio (PÉREZ, 2016), que liberou uma vazão insuficiente para uma rápida redução do excesso de pressão.

Apenas nas ondas subsequentes, com a válvula aberta, houve redução nos picos de pressão (máximos e mínimos). Nas cinco simulações com PRV, a frequência de variação da pressão aumentou, ao passo que sua magnitude dimi-

nuiu. Esse comportamento, no entanto, foi mais evidente na simulação com a 4ª função da válvula, e com a válvula de abertura e fechamento imediatos, situações em que a abertura da válvula é mais rápida.

3.2 Adutora 2

A Fig. 4 apresenta os gráficos nos quais foram plotadas as envoltórias de máximas e de mínimas para a Adutora 2, assim como a variação da pressão no nó da válvula de alívio de pressão.

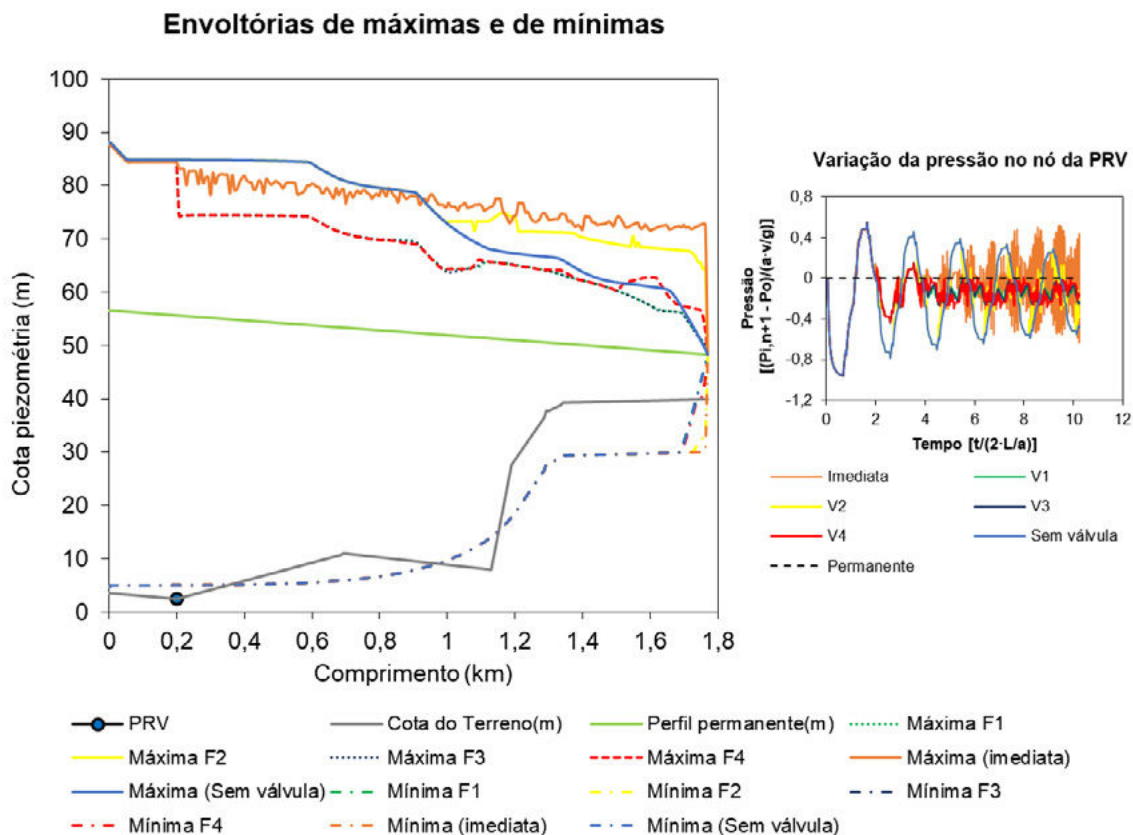


Figura 4 - Envoltórias de máxima e de mínima resultantes da simulação do transitório hidráulico na Adutora 2, com válvula de alívio de pressão de 50 mm; e variação da pressão no nó da válvula de alívio de pressão.

Na simulação sem a válvula de alívio de pressão, a sobrepressão não ultrapassou a pressão máxima de serviço do material em nenhum trecho da adutora. Em relação às subpressões, os trechos críticos da adutora iniciam-se a partir 0,35 km, ponto em que as pressões mínimas se tornaram negativas. A inserção da PRV em nenhum dos casos influenciou na envoltória de mínimas.

Dentre as funções de abertura e fechamento da PRV, a 1ª, a 3ª e a 4ª promoveram uma significativa redução na envoltória de máximas a jusante do nó em que a válvula foi inserida, a 0,2 km do reservatório de montante, onde houve uma diminuição de aproximadamente -10,5 mca, como mostra a Tabela 3. A 4ª função, no entanto, aumentou a sobrepressão nos últimos 300 m da adutora, chegando a um aumento de 5,66 mca em $x \approx 1,75$ km, comportamento semelhante ao observado na Adutora 1.

Tabela 3 - Pressão máxima ao longo da adutora 2, variação máxima da envoltória de sobrepressão, e pressão máxima no nó da válvula de alívio de pressão.

Simulação	Adutora				Nó da Válvula	
	Pressão máx (mca)	Distância (km)	Variação máx (mca)	Distância (km)	Pressão máx (mca)	Tempo (s)
Sem válvula	84,50	0,00	-	-	82,31	16,08
1ª função	84,21	0,00	-10,48	0,21	82,08	16,08
2ª função	84,47	0,00	15,24	1,76	82,29	16,08
3ª função	84,21	0,00	-10,48	0,21	82,08	16,08
4ª função	84,19	0,00	-10,49	0,21	82,07	16,08
Imediata	84,19	0,00	23,48	1,76	81,98	16,10

A simulação com válvula de alívio de pressão de abertura e fechamento imediatos resultou numa redução da envoltória de sobrepressão a jusante do nó da válvula de alívio até $x \approx 0,93$ km. A partir desse ponto, a válvula de alívio aumentou a sobrepressão no restante da adutora, em até 23,48 mca, na entrada no reservatório de jusante. Observou-se também uma intensa variação da pressão máxima ao longo da adutora.

A 2ª função de abertura e fechamento da válvula foi a situação que resultou na simulação com os piores resultados. A PRV não foi capaz de amenizar a sobrepressão em nenhum trecho da adutora; em vez disso, aumentou a pressão em até 15,24 mca na entrada do reservatório de jusante.

No gráfico da variação da pressão no nó da PRV é possível visualizar que, assim como na Adutora 1, a válvula de alívio só começou a amortecer a pressão depois da primeira onda de sobrepressão, quando a relação $t/(2 \cdot L/a)$ é aproximadamente 2. As válvulas simuladas com a 1ª, a 3ª e a 4ª funções conseguiram amortecer a variação da pressão no tempo subsequente. A válvula dotada com a 2ª função de abertura e fechamento não foi capaz de amenizar a variação da pressão em nenhum momento da simulação. Por sua vez, a válvula de abertura e fechamento imediatos aumentou a variação da pressão, resultando em picos de pressão cada vez mais críticos ao longo do tempo.

3.3 Adutora 3

A Fig. 5 apresenta os gráficos nos quais foram plotadas as envoltórias de máximas e de mínimas para a Adutora 3, assim como a variação da pressão no nó da PRV.

Na simulação sem a válvula de alívio de pressão, a sobrepressão ultrapassou a pressão máxima de serviço do material em quase toda a adutora, exceto nos últimos 500 m. Em relação às subpressões, os trechos críticos da adutora iniciam-se a partir de 2,57 km, ponto em que as pressões mínimas se tornaram negativas. A inserção da PRV, em nenhum dos casos, influenciou na envoltória de mínimas.

Dentre as funções de abertura e fechamento da PRV, a 1ª, a 3ª e a 4ª apresentaram os mesmos resultados e reduziram as envoltórias de máximas a jusante da válvula, inserida a 80 m do reservatório de montante, onde houve uma diminuição de aproximadamente -7,48 mca, como mostra a Tabela 4.

A simulação com válvula de alívio de abertura e fechamento imediatos reduziu a envoltória de sobrepressão a jusante do nó da válvula de alívio, na mesma medida em que as funções 1, 3 e 4, até $x \approx 2,75$ km. A partir desse ponto, amenizou-se o efeito amortecedor da válvula.

Novamente a 2ª função de abertura e fechamento da PRV foi a situação que resultou na simulação com os piores resultados. A válvula não foi capaz de amenizar a sobrepressão em nenhum trecho da adutora; em vez disso, aumentou a pressão em até 19,23 mca na entrada do reservatório de jusante.

No gráfico da variação da pressão no nó da PRV, é possível visualizar o mesmo comportamento apresentado nas duas adutoras anteriores. A válvula de alívio só começou a amortecer a pressão depois da

primeira onda de sobrepressão, quando a relação $t/(2 \cdot L/a)$ é aproximadamente 2. As válvulas simuladas com a 1ª, a 3ª e a 4ª funções apresentaram o mesmo comportamento e conseguiram amortecer a variação da pressão no tempo subsequente, de uma maneira mais eficaz que a válvula de abertura e fechamento imediatos. Já a válvula dotada com a 2ª função de abertura e fechamento não conseguiu, em nenhum momento da simulação, amenizar as ondas de sobrepressão e de subpressão.

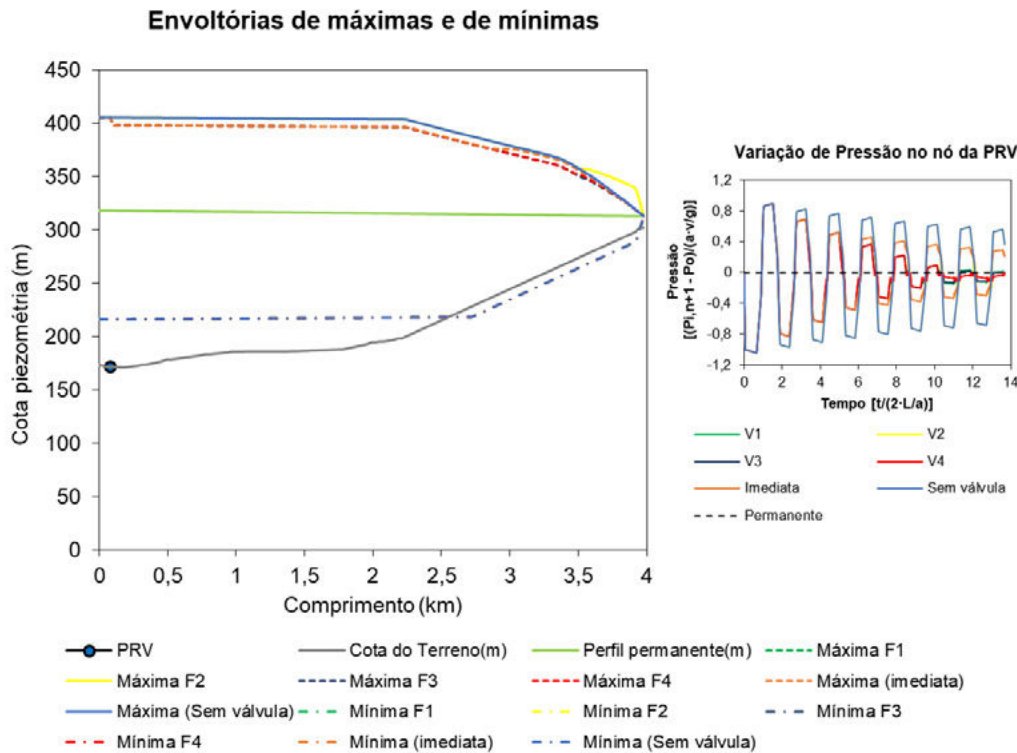


Figura 5 - Envoltórias de máxima e de mínima resultantes da simulação do transitório hidráulico na Adutora 3, com válvula de alívio de pressão de 50 mm; e variação da pressão no nó da válvula de alívio de pressão.

Tabela 4 - Pressão máxima ao longo da adutora 2, variação máxima da envoltória de sobrepressão, e pressão máxima no nó da válvula de alívio de pressão.

Simulação	Adutora				Nó da Válvula	
	Pressão máx (mca)	Distância (km)	Variação máx (mca)	Distância (km)	Pressão máx (mca)	Tempo (s)
Sem válvula	234,54	0,16	-	-	233,90	11,08
1ª função	233,89	0,05	-7,48	0,11	233,87	11,08
2ª função	234,54	0,16	19,23	3,92	233,90	11,08
3ª função	233,89	0,05	-7,48	0,11	233,87	11,08
4ª função	233,89	0,05	-7,48	0,11	233,87	11,08
Imediata	233,86	0,05	-7,51	0,11	233,84	11,08

4 CONCLUSÕES

As funções de abertura e fechamento da válvula de alívio de pressão possuem considerável influência sobre sua eficácia no amortecimento das ondas de pressão originadas em um transitório hidráulico em adutoras. É importante selecionar a função da válvula de alívio que apresente a melhor relação entre tempo, pressão e fração de abertura, uma vez que os resultados das simulações variam bastante em função dessas grandezas.

A válvula de alívio de pressão com abertura e fechamento imediatos do orifício, por apresentar uma abertura mais rápida, conseguiu garantir uma razoável redução da pressão a jusante, nos trechos subsequentes à válvula. Entretanto, como o fechamento da válvula também é imediato, foi gerada uma onda de sobrepressão secundária, que determinou significativo acréscimo de pressão nos trechos finais das adutoras, na entrada do reservatório de jusante. Comportamento semelhante, porém menos acentuado, foi verificado nas simulações com a PRV dotada com a 4ª função de abertura e fechamento, uma vez que a fração de abertura da válvula varia bastante com o gradiente de pressão e, consequentemente, em um curto espaço de tempo.

As funções 1 e 3 apresentaram uma atenuação mais eficaz das ondas de sobrepressão nas três adutoras analisadas, e não houve divergência entre seus resultados. Essas duas funções apresentam uma abertura menos sensível à variação da pressão, o que justifica sua resposta mais lenta que as duas situações anteriores; porém o fechamento também é mais lento e gradual, evitando o surgimento de novas ondas de sobrepressão.

A segunda função foi a que se mostrou menos indicada para as Adutoras 2 e 3, uma vez que, além de não amenizar a sobrepressão em grande parte das adutoras, gerou consideráveis acréscimos de pressão nos trechos finais. A curva de abertura é semelhante às das funções 1 e 3, porém o fecha-

mento, em função da redução da pressão, é mais acentuado e mais rápido.

Diante desses resultados, acredita-se que a PRV que teria um melhor desempenho no controle das sobrepressões seria uma que apresentasse abertura imediata ou mais sensível ao aumento da pressão, como a da função 4; e um fechamento lento e gradual, como das funções 1 e 3.

Apesar de reduzir a sobrepressão, a PRV, por si só, não provocou uma diminuição da pressão suficiente para que toda a adutora estivesse trabalhando abaixo da pressão máxima de serviço (no caso das adutoras 1 e 3); a válvula de alívio também não surtiu efeito no controle das pressões negativas nas adutoras. Uma alternativa é a utilização da PRV em conjunto com um segundo dispositivo de proteção, como o reservatório hidropneumático; e a realização de novas simulações com as funções de abertura e fechamento da válvula de alívio para verificar as alterações provocadas pela presença desse dispositivo.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Silveira Neto JP, Teixeira LFC; **Introdução,** Silveira Neto JP; **Materiais e Métodos:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC, Sanders Neto VC, Paiva BA, Castro MAH; **Resultados e Discussões:** Silveira Neto JP, Teixeira LFC, Sanders Neto VC, Paiva BA; **Conclusões:** Silveira Neto JP; **Redação – Primeira versão:** Silveira Neto JP; **Redação – Revisão & Edição:** Teixeira LFC, Sanders Neto VC, Paiva BA, Barbosa JMC, Castro MAH; **Infraestrutura:** Castro MAH.

6 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento desta pesquisa. Ao

Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará, pelo suporte técnico.

7 REFERÊNCIAS

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. API-STANDART 520. **Sizing, Selection and Installation of Pressure relieving Devices in Refineries**. 8th Edition, 2008.

BAHADORI, A. **Oil and gas pipeline and piping systems: design, construction, management, and inspection**. Oxford, UK: Gulf Professional, 2016. 660 p.

BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional da válvula antecipadora de onda como mecanismo de alívio para o golpe de aríete. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 101-114, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n2.p101-114>.

BELL, C.; MOTTAGHI-TABAR, S.; MACFARLAN, K.; QUIROGA, V. Relief valve opening characteristic curves now supported in the Symmetry* process software platform. **Schlumberger**, 2020.

CHAUDHRY, M. H. **Applied Hydraulic Transients**. 4ª Edição, Columbia, South Carolina, USA: Springer, 2014.

FERREIRA, F. E. F. R.; BARBOSA, J. M. C.; DE CASTRO, M. A. H. Modelagem computacional do golpe de aríete em condutos plásticos. **Revista DAE**, v. 64, n. 202, p. 20-31, 2015. <https://doi.org/10.4322/dae.2015.008>.

FILGUEIRAS, L. M.; CARNEIRO, L. M.; PIRES, L. F. G.; LEVANTINE, N. Projeto de engenharia de sistema para testes dinâmicos de válvulas de alívio em dutos. In: Rio Oil & Gas Expo Conference, 2014, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Disponível em: http://www.simdut.com.br/Trabalhos/IBP1268_14.pdf.

KÖPPL, T.; FEDOSEYEV, M.; HELMING, R. Simulation of surge reduction systems using dimensionally reduced models. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 145, n. 1, p. 04018079, 2019. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001553](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001553).

LYU, J.; ZHANG, J.; WANG, X.; XU, T. A combined water hammer protective method for optimizing the volume of the air vessel in water supply systems. **AQUA — Water Infrastructure, Ecosystems and Society**, v. 70, n. 8, p. 1217-1230, 2021. <https://doi.org/10.2166/aqua.2021.059>.

MA, W.; PAN, T. Experimental research on the dynamic instability and water hammer effect of pressure relief valve. **International Journal of Fluid Machinery and Systems**, v. 13, n. 1, p. 150-159, 2020. <http://dx.doi.org/10.5293/IJFMS.2019.13.1.150>.

NGUYEN, D. T. **Fluid Transients in Complex Systems with Air Entrainment**. 2009. 161 f. Tese (Doutorado) – National University of Singapore, Singapore, 2009.

ORTEGA, A. J.; AZEVEDO, B. N.; PIRES, L. F. G.; NIECKELE, A. O. Analysis of the discharge coefficient of a spring loaded pressure relief valves during its dynamic behavior. In: International Congress of Mechanical Engineering, 20., 2009, Gramado. **Anais [...]**. Disponível em: <https://www.abcm.org.br/anais/cobem/2009/pdf/COB09-2155.pdf>.

ORTEGA, A. J.; PIRES, L. F. G.; NIECKELE, A. O. Simulação numérica de escoamento incompressível ao longo de uma válvula de alívio de pressão. In: Congresso Nacional de Engenharia Mecânica, 5., 2008, Salvador. **Anais [...]**. Disponível em: <http://www.simdut.com.br/Trabalhos/CON08-0711-final.pdf>.

PAIVA, B. A.; SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional do golpe de aríete em adutoras considerando a cavitação no fluido com a fração de vazio. **Revista DAE**, v. 69, n. 233, p. 217-228, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.088>.

PÉREZ, M. J. B. **Estudo do comportamento dinâmico de uma válvula de alívio de pressão do tipo mola**. 2016. 171 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Centro Técnico Científico, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

RIASI, A.; TAZRAEI, P. Numerical analysis of the hydraulic transient response in the presence of surge tanks and relief valves. **Renewable Energy**, v. 107, p. 138-146, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.01.046>.

SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Análise do efeito do golpe de aríete numa adutora com uma junção de ramificação. **Revista DAE**, v. 68, n. 225, p. 135-148, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.058>.

SOARES, A. K.; COVAS, D. I. C.; RAMOS, H. M. Damping analysis of hydraulic transients in pump-rising main systems. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 139, n. 2, p. 233-243, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000663](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000663).

Perfil epidemiológico dos catadores de resíduos de organizações coletivas de Fortaleza-CE

Epidemiological profile of waste pickers from collective organizations in Fortaleza-CE

• **Data de entrada:**
29/01/2021

• **Data de aprovação:**
19/09/2022

Nirlania Diógenes Leite^{1*} | Gemmelle Oliveira Santos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.055>

ORCID ID

Leite ND  <https://orcid.org/0000-0003-3219-4172>

Santos GO  <https://orcid.org/0000-0003-1852-8770>

Resumo

A pesquisa foi realizada em sete associações de catadores de resíduos existentes em Fortaleza- CE com o objetivo de diagnosticar o perfil epidemiológico (doenças autorreferidas, acidentes ocupacionais e problemas osteomusculares) desses trabalhadores. Foram observadas as condições de infraestrutura dos imóveis, a qualidade e o estado de conservação dos equipamentos e máquinas, a higiene do ambiente de trabalho e a existência ou não de equipamentos de proteção individual. Também foi aplicado o Questionário Nórdico de Sistemas Osteomusculares com 40 catadores. A literatura citada na pesquisa, concordando com os dados alcançados, anui que a maior parte dos catadores está totalmente exposta a múltiplos riscos, mesmo fazendo parte de alguma associação ou cooperativa. Além disso, diversos fatores (conteúdo dos resíduos, peso das cargas, contato com materiais cortantes e movimentos repetitivos) afetam negativamente a saúde desses trabalhadores, comprometem sua renda e enrijecem sua posição social. O contato com materiais potencialmente contaminados, especialmente sem os equipamentos de proteção individual, inclui os catadores em um grupo de risco para o desenvolvimento de doenças parasitárias e aumenta a chance de apresentaram problemas osteomusculares.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Catadores. Trabalho. Coleta Seletiva. Epidemiologia.

Abstract

The study involved seven associations of waste collectors in Fortaleza-Ceará(Brazil) in order to identify their epidemiological profile (self-reported diseases, occupational accidents, and musculoskeletal disorders). This research considered the associations' facilities, the quality and conservation of some equipment and machinery, the workspace hygiene, and the presence or not of some personal protective equipment. As scientific method, the Nordic Survey on Musculoskeletal Systems was used to a case analysis of 40 waste collectors. The literature discussed on this study matched the data achieved by the survey, which concluded that most of the waste collectors were totally exposed to multiple risks, even though they belonged to some association or cooperative. Besides that, some factors (like waste content, load weight, contact with hazardous waste materials, and repetitive movements) proved to negatively affect the workers' health and income, and limit their social condition. The waste collectors' contact with potentially contaminated materials, especially those with no personal protective equipment, increased the risk of infection by parasitic diseases and development of musculoskeletal disorders.

Keywords: Solid waste. Pickers. Job. Selective waste collection. Epidemiology.

¹ IFCE- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** nirlania.dl@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis exercem importante papel no contexto da gestão e gerenciamento adequados dos Resíduos Sólidos Urbanos - RSU, todavia trabalham sob precárias condições (SILVA; GOES; ALVAREZ, 2013) e estão expostos a diversos riscos e doenças (SILVA et al., 2018).

O serviço prestado por esses trabalhadores evita que milhões de toneladas de materiais sejam desperdiçadas todos os dias, abastece indiretamente as grandes indústrias do setor, melhora as condições de higiene das cidades, reduz os gastos com a limpeza urbana, minimiza os danos ambientais provocados pelos resíduos e indiretamente promove a educação ambiental da população.

No Brasil, esses trabalhadores ocupam diferentes espaços (lixões, galpões de cooperativas e associações, depósitos, usinas de triagem e ruas dos centros urbanos), vivenciando, com raras exceções, a exclusão social, o preconceito, a insalubridade, a ausência total de direitos sociais e trabalhistas e o baixo retorno financeiro.

Para o Ministério da Saúde (2002), o trabalho do catador permite a exposição desses sujeitos a agentes físicos (ruído, calor e frio), químicos (embalagens contaminadas por substâncias tóxicas sólidas, líquidas ou gasosas) e biológicos (bactérias, fungos, vírus e parasitas). Tal exposição pode acontecer de modo direto (quando há o contato imediato dos trabalhadores com os agentes patogênicos presentes nos resíduos) e de modo indireto (por meio da amplificação de algum fator de risco, que age de forma descontrolada sobre o entorno).

Para minorar esse cenário, a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010) defende a criação das organizações coletivas de catadores, porém as pesquisas têm mostrado um distanciamento entre o previsto na Lei e a realidade encontrada nessas organizações. Em alguns ca-

sos, as condições de vida dos catadores não melhoraram após reunidos em uma associação ou cooperativa (SILVA; PEDROSO; VEDANA, 2017).

Na prática, o catador associado não está isento da pobreza e exploração, dos riscos à saúde, do preconceito, da violência, do analfabetismo e de tantos outros problemas. Como bem destacou Silva et al. (2018), as associações não dispõem de infraestrutura adequada e são carentes também de apoio dos órgãos públicos e sociedade.

Em Fortaleza-CE, a maior parte dos catadores de resíduos trabalha (isoladamente ou em grupos) pelas ruas enquanto a minoria pertence a alguma associação ou cooperativa. O trabalho pelas ruas é extenuante, expõe os catadores a acidentes de trânsito, sol forte e chuva, diferentemente do que se espera do trabalho nas organizações coletivas, mas que também registram casos de acidentes com equipamentos e outras violações (POSSUELO et al., 2016). A saúde dos catadores vem sendo fortemente afetada pelo convívio com os resíduos (SOUZA et al., 2016), mas em Fortaleza-CE são incipientes os dados e as informações sobre esse tema, o que dificulta conhecer em profundidade a realidade desses trabalhadores e requerer tomadas de decisão por parte do poder público e sociedade.

Essa pesquisa, que é parte de uma dissertação de mestrado, ajuda a reconhecer e valorizar a figura do catador no contexto urbano e social, aproxima o município de Fortaleza-CE do cumprimento de diversos artigos da PNRS. Seu objetivo foi diagnosticar o perfil epidemiológico (doenças autorreferidas, acidentes ocupacionais e problemas osteomusculares) dos catadores que participam de 07 associações do município. Essa experiência, além de localmente inédita, pode desencadear iniciativas similares para as demais associações da cidade e servir de base local para a formação de outros trabalhos sobre prevenção de doenças e promoção da saúde desses traba-

lhadores, além de influenciar a criação de políticas públicas específicas.

2 METODOLOGIA

Na primeira fase da pesquisa foi realizada a revisão da literatura. A segunda etapa envolveu a submissão do projeto e demais documentos ao Comitê de Ética em Pesquisa (parecer de aprovação nº 3.006.861). Na terceira etapa foram realizadas visitas em 07 associações de catadores de Fortaleza-CE, a saber: ASCAJAN, BRISAMAR, RAO DE SOL, RECICLANDO, ROSA VIRGÍNIA, SOCRELP e VIVA A VIDA. As visitas permitiram também observar as condições de infraestrutura dos imóveis, a qualidade e o estado de conservação dos equipamentos e máquinas, a higiene do ambiente de trabalho, a existência ou não de equipamentos de proteção individual e coletiva. Em cada associação foi possível realizar observação direta da rotina e caracterização dos procedimentos utilizados pelos catadores para movimentação e processamento dos resíduos (transporte, pesagem, trituração, enfardamento, estocagem, venda etc.). Também foram realizadas entrevistas padronizadas com 40 catadores voluntários. O formulário utilizado buscou obter algumas informações relacionadas ao trabalho e ao processo saúde-doença, seguindo orientações de Sousa et al. (2017).

No que diz respeito, especificamente, ao levantamento de informações sobre morbidades referidas, foi utilizado o Questionário Nórdico de Sistemas Osteomusculares (QNSO); traduzido e validado por Pinheiro, Tróccoli e Carvalho (2002). No QNSO, os índices de severidade dos sintomas variam numa escala de 0 (ausência de sintomas) a 4 (registro de sintoma nos últimos 12 meses, nos últimos sete dias e com o afastamento das atividades). Vale ressaltar que a aplicação do formulário não representou um diagnóstico clínico, mas ele tem bons índices de confiabilidade

e é indicado para investigações epidemiológicas (BARROS; ALEXANDRE, 2003).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A rotina nas associações visitadas é similar, salvo algumas particularidades. Em linhas gerais, os trabalhos iniciam pela manhã com o recebimento do material (seja por doação, compra e/ou coleta nas ruas); em seguida, os resíduos são separados por tipo (plástico, papel, metal, vidro etc.), cor e forma; depois acondicionados em bags, pesados, prensados e armazenados temporariamente em baias para posterior comercialização, com o fim do expediente às 16h30min. Alguns desses processos envolvem equipamentos específicos (balança, prensa etc.) de que algumas organizações não dispõem, dificultando o beneficiamento dos resíduos com consequente impacto na arrecadação financeira da associação e na renda dos associados.

Para Souza, Fontes e Salomão (2014), problemas de estrutura física e organizacional, falta de equipamentos e veículos, falta de Equipamento de Proteção Individual (EPI) e o próprio contato dos catadores com os resíduos, geram sobrecargas para os associados e deixam a atividade ainda mais precária e insalubre.

Conforme Parreira, Oliveira e Lima (2009), a origem dos materiais afeta a produtividade dos associados, pois geralmente quando os resíduos são doados para as associações já passaram por seleção prévia e estão em melhor estado de higiene, facilitando a triagem e influenciando indiretamente a saúde e qualidade de vida desses trabalhadores.

Quanto aos acidentes sofridos durante o desenvolvimento de suas atividades (dentro ou fora da associação), prevaleceram as quedas (37,5%), Tabela 1. Ramos et al. (2013) destacam que as quedas são comuns na rotina de traba-

lho dos catadores, representando 14,8% dos dados encontrados. Os autores ainda citaram outros tipos de acidentes comuns à ocupação: acidentes de trânsito, arranhões e cortes. Para os autores, a situação é crítica porque esses trabalhadores não estão amparados por contratos de trabalho ou seguro social, ou seja, em caso de afastamento das atividades por doença ou acidentes de trabalho não terão acesso aos benefícios trabalhistas.

Tabela 1 – Principais acidentes referidos pelos entrevistados durante a catação

ACIDENTES*	Nº DE CATADORES	%
Queda	15	37,5
Mordida de animal doméstico	8	20,0
Picada de animal peçonhento	7	17,5
Picada de outros insetos	4	10,0
Atropelamento	2	5,0
Batida no carrinho	2	5,0
Outros	2	5,0
TOTAL	40	100,0

*O entrevistado tinha a liberdade de citar um ou mais

Fonte: Autores (2020).

O município de Fortaleza não dispõe de nenhuma política pública relacionada a medidas preventivas sobre a saúde dos catadores, apesar de ocorrer esporadicamente a entrega de EPIs para que os catadores desenvolvam seu trabalho com segurança.

É importante destacar também que alguns catadores (16 = 40,0%) afirmaram nunca ter sofrido acidentes durante a catação. Tal percentual é maior que o observado na literatura: Cavalcante e Silva (2015) mediram 12,5%.

Nesta pesquisa, mais de 90,0% dos catadores entrevistados já se acidentaram com materiais perfurocortantes durante a coleta ou na triagem dos resíduos; percentual muito próximo ao observado por Almeida et al. (2009): 90,3%. O vidro foi responsável por mais de 80,0% dos acidentes entre os catadores desta pesquisa.

Na pesquisa de Cavalcante e Silva (2015), 50,0% dos catadores já sofreram cortes com vidros, além de perfurações com pregos e arranhões, ambos representando o percentual de 12,5%. Acidentes com vidros e agulhas são comuns entre os catadores, porém são subnotificados, já que esses trabalhadores não os consideram como algo grave (POSSUELO et al., 2016). Nesta pesquisa, 82,5% dos que afirmaram já terem sofrido acidentes com perfurocortantes não procuraram assistência médica.

Conforme Pizzolato, Oliveira e Machado (2013), dois fatores dificultam que os catadores tenham um bom estado de saúde: a carência de conhecimentos sobre prevenção e promoção da saúde e a não procura pelos serviços de assistência. Silva et al. (2018) acrescentam outro fator: a falta de um profissional da saúde nas organizações coletivas que possa acompanhar o catador até a unidade de saúde após a ocorrência do acidente.

No que diz respeito à parte osteomuscular, a *região dorsal* é a mais afetada na opinião de 65,0% dos catadores, ou seja, esses trabalhadores sentiram *dor, desconforto e/ou dormência* nessa parte do corpo nos últimos 12 meses, com maior prevalência das intensidades II e III, Tabela 2.

Tabela 2 - Respostas dos catadores para o QNSO (últimos 12 meses)

PARTE DO CORPO*	Nº DE CATADORES	%	INTENSIDADE DA DOR, DESCONFORTO E/OU			
			DORMÊNCIA	II	III	IV
Região Dorsal	26	65,0	1	11	10	4
Punhos/Mãos/Dedos	25	62,5	12	4	7	2
Tornozelos e/ou Pés	23	57,5	5	7	10	1
Região Lombar	20	50,0	6	7	7	0
Joelhos	18	45,0	3	3	10	2
Pescoço	17	42,5	3	5	9	0
Quadril e/ou Coxas	15	37,5	4	5	5	1
Ombros	14	35,0	1	7	6	0
Antebraço	9	22,5	3	1	4	1
Cotovelos	4	10,0	1	0	3	0

*O entrevistado tinha a liberdade de citar uma ou mais

Fonte: Autores (2020).

As dores corporais sentidas por esses trabalhadores podem ser consequência da forte carga física e da rotina de serviços relacionadas à catção. A pesquisa de Alencar, Cardoso e Antunes (2009) constatou que 90,9% dos catadores sentiam dores osteomusculares.

Na pesquisa de Almeida et al. (2009), 37,5% dos catadores afirmaram sentir *dor* quase todos os dias. O principal instrumento de trabalho dos catadores é o próprio corpo [...] por isso convivem com elevados riscos de distúrbios osteomusculares [...] que comprometem a coluna vertebral e os membros superiores (ARAÚJO, 2017).

Para os catadores entrevistados por Cardoso (2016), a parte do corpo com mais *dor* e *desconforto* é a região lombar (que nessa pesquisa ficou em 4º lugar), devido às cargas excessivas sob os discos vertebrais das costas.

A presença de dor(es) nesses trabalhadores pode ocasionar mudanças de comportamento, dificuldades no desenvolvimento do seu labor e no estilo de vida desses sujeitos (ALMEIDA et al., 2009). Conforme Singh e Chokhandre (2015), a alta prevalência de distúrbios musculoesqueléticos nas partes inferior e superior das costas (região lombar e dorsal, respectivamente) e nos ombros impede os catadores de desempenharem seu trabalho normal, além de impossibilitar

também a realização de outras tarefas, como atividades domésticas.

No que diz respeito às doenças autorreferidas, a *dor de cabeça* prevaleceu na opinião de 60,0% dos catadores, Tabela 3.

Tabela 3 - Doenças autorreferidas citadas pelos catadores

QUEIXA ATRIBUÍDA*	Nº DE CATADORES	%
Dor de cabeça	24	60,0
Problema de visão	23	57,5
Cansaço	19	47,5
Problema de pele	15	37,5
Ansiedade	14	35,0
Sonolência	8	20,0
Náusea e/ou Vômito	8	20,0
Problema de respiração	7	17,5
Queimadura	2	5,0

*O entrevistado tinha a liberdade de citar uma ou mais

Fonte: Autores (2020).

Na pesquisa realizada por Alencar, Cardoso e Antunes (2009), os catadores entrevistados destacaram o *cansaço*, *dores de cabeça* e *ansiedade*, o que corrobora os resultados desta pesquisa.

A literatura traz ainda: dermatites e queimaduras, problemas de pele, insônia, micoses (POS-SUELO et al., 2016), além dos acidentes com equipamentos dentro das associações ou com

alguns tipos de resíduos (PIZZOLATO; OLIVEIRA; MACHADO, 2013).

Para Ferreira e Anjos (2001), além do odor emanado dos resíduos, a questão estética deve ser também considerada, já que a visão desagradável dos resíduos pode causar desconforto e até náusea nos catadores, como citadas nessa pesquisa.

Destaque especial deve ser dado ao quadro de *ansiedade* relatado por 35,0% dos entrevistados. Conforme a literatura (ALENCAR; CARDOSO; ANTUNES, 2009; NEVES et al., 2017) as atividades laborais desenvolvidas pelos catadores influenciam também na sua saúde mental. Silva, Fassa e Kriebel (2006), em seu estudo transversal, observaram a prevalência de distúrbios psiquiátricos menores (incluindo ansiedade e depressão) em 44,7% dos catadores entrevistados, atingindo mais mulheres que homens (percentual superior se comparado aos trabalhadores do setor formal). Na pesquisa de Moreira (2017) foram citados 26 casos de doenças emocionais, sendo que 8 casos receberam comprovação médica (4 casos leves e 4 casos severos); o que demonstrou que além de sobrecarga física, os catadores sofrem com a sobrecarga mental.

Em algumas associações visitadas, os catadores precisam sair com suas carroças pelas ruas à procura de materiais, e essa situação pode gerar estresse e irritabilidade pelo medo que esses catadores têm dos acidentes no trânsito.

No que diz respeito às doenças clinicamente diagnosticadas, o grupo das doenças causadas por *vermes* prevaleceu para 30,0% dos catadores (Tabela 4).

Tabela 4 - Doenças clinicamente diagnosticadas citadas pelos catadores

NOME ATRIBUÍDO*	Nº DE CATADORES	%
Vermínoses	12	30,0
Chikungunya	10	25,0
Gastroenterites	9	22,5
Dengue	8	20,0
Pneumonia	2	5,0
Zika	2	5,0
Leptospirose	1	2,5

*O entrevistado tinha a liberdade de citar um ou mais

Fonte: Autores (2020).

A prevalência das verminoses nos catadores de resíduos é muito citada na literatura (AMORIM, 2017). Souza et al. (2016) constataram que os níveis de infecção pelo parasita *Ascaris Lumbricoides* em catadores de uma cooperativa foram maiores que os encontrados nas áreas mais vulneráveis do município. Outros parasitas, segundo os autores, também foram encontrados nas amostras de fezes dos catadores, trazendo preocupações quanto à má qualidade ambiental na qual estão inseridos, mais precisamente relacionadas à qualidade da água consumida pelo grupo e condições de higiene e desuso de EPI.

Para prevenir algumas doenças, os catadores entrevistados tomam remédios periodicamente (automedicação) ou vacinas. Para os catadores, a automedicação é vista como meio de prevenção às doenças ou ainda como tratamento de dores e inflamações, embora possa colocar em risco sua vida, estando propensos à intoxicação medicamentosa (SÁ; CARVALHO, 2009). Estão sujeitos ainda à ingestão de medicamentos encontrados em meio aos resíduos.

Na pesquisa de Sá e Carvalho (2009), 41,0% dos catadores guardavam medicamentos encontrados nos resíduos para consumi-los posteriormente ou ainda para o consumo de pessoas próximas, desconsiderando que essa prática era prejudicial à saúde.

Como se observa na Tabela 4, a Chikungunya ocupou o 2º lugar entre as doenças clinicamente diagnosticadas nos catadores, mas não há como confirmar que o catador adquiriu tal doença na associação, tendo em vista o surto observado em Fortaleza no período da pesquisa. Por outro lado, as associações guardam resíduos durante muitos dias e sua estrutura precária permite o acúmulo de água dentro de muitos recicláveis, ou seja, os resíduos são potenciais criadouros para os mosquitos transmissores da Chikungunya e de outras doenças (Dengue e Zika). Mesma constatação feita por Arruda et al. (2017) em uma cooperativa do interior do Paraná.

O contato com os resíduos favorece a alta incidência de intoxicações alimentares e doenças parasitárias. Segundo Arruda et al. (2017), os riscos de proliferação de doenças entre os catadores têm origem na falta de higienização dos materiais, já que alguns chegam aos locais de triagem contendo substâncias (como líquidos e gases) ou ainda pequenos animais, como ratos, que podem causar leptospirose.

Segundo Neves et al. (2017), a presença de animais sinantrópicos (insetos e roedores) nos galpões de triagem reforça as condições insalubres do ambiente de trabalho dos catadores e, em conjunto com o não uso/disponibilidade de EPIs, tornam a situação ainda mais grave.

As doenças infecciosas e parasitárias (como diarreias, micoses, doenças respiratórias, leptospirose) estão tipicamente associadas ao manejo dos resíduos sólidos (FERREIRA; ANJOS, 2001). Cabe lembrar que algumas doenças podem perma-

necer assintomáticas por longos períodos (MOREIRA, 2017). Entre os catadores entrevistados existem aqueles que não associam as doenças adquiridas com o trabalho que desenvolvem (05 = 12,5%). Moreira (2017) encontrou um percentual ainda maior (66,6%). Isso significa que esses catadores desconhecem os prejuízos à saúde ou negam sua existência, especialmente quando a prioridade é garantir a sobrevivência e o sustento familiar.

Para Varela e Silva-Hein (2017), a falta de instrução leva o catador a negar a relação entre o seu trabalho e os possíveis problemas de saúde. Quando os catadores percebem a relação entre os resíduos e o adoecimento, banalizam a gravidade do problema.

Em comparação com os garis, da coleta de resíduos domiciliares municipal, que dispõem de far-damento, EPIs (incluindo protetor solar) e maior estabilidade financeira, já que estes são contratados e além do salário recebem benefícios como insalubridade e plano de saúde, os catadores não têm sequer direito ao auxílio-doença caso precisem parar de trabalhar por questões de saúde.

Os catadores tendem a minimizar os perigos e até mesmo negar os riscos da atividade que desenvolvem, tomando essa atitude como uma estratégia defensiva de relação direta de permanência na atividade (CARDOZO, 2009) [...] Por isso, a segurança e a saúde dos catadores são desafios a serem enfrentados nas organizações coletivas, levando-se em consideração as condições do ambiente de trabalho e as normas reguladoras. Para Neves et al. (2017), os catadores necessitam de conhecimentos em segurança do trabalho e sobre a prevenção de doenças associadas à atividade. Para os autores, é útil esclarecer a importância do uso do EPI, dos cuidados na manipulação dos resíduos e do controle de pragas no local de trabalho.

Amorim (2017) afirma que é necessária a realização de treinamentos e capacitações para os catadores, levando informações que favoreçam a prevenção de acidentes de trabalho, assim como a correção de condições laborais inseguras.

A formação e a capacitação desses profissionais deve ser um processo permanente e contínuo, já que possibilita a apreensão dos conteúdos, bem como a interação e debates entre eles. Esses conhecimentos devem alcançar todos os atores da cadeia de geração/consumo/descarte de resíduos sólidos, para que se iniciem as mudanças (SILVA et al., 2018).

4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitem concluir que (i) os catadores associados apresentam perfil epidemiológico semelhante ao observado em outras cidades brasileiras; (ii) as atuais condições de trabalho expõem esses catadores a diversos tipos de problemas de saúde; (iii) a maioria não utiliza EPI, o que potencializa o risco de acidentes e doenças devido ao contato direto e diário com os resíduos; (iv) os materiais perfurocortantes, especialmente o vidro, são os que mais causam lesões a esses trabalhadores, o que mostra importância de desenvolver um trabalho de educação ambiental junto à população para aumentar o acondicionamento adequado antes da doação; (v) é baixo o índice de procura dos catadores por atendimento médico, pois subestimam a gravidade dos acidentes; (vi) os problemas osteomusculares decorrem principalmente do movimento de cargas pesadas, bem como dos movimentos repetitivos, o que demanda um programa de saúde do trabalhador específico; (vii) é comum entre os catadores o hábito da automedicação, o que pode resultar em agravos à saúde e (viii) as condições de infraestrutura e carência de equipamentos nas associações visitadas influenciam negativamente no estado de saúde dos catadores.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ALENCAR, M. DO C. B. DE; CARDOSO, C. C. O.; ANTUNES, M. C. (2009). Condições de trabalho e sintomas relacionados à saúde de catadores de materiais recicláveis em Curitiba. **Revista De Terapia Ocupacional Da Universidade De São Paulo**, v. 20, n. 1, p. 36-42. <https://doi.org/10.11606/issn.2238-6149.v20i1p36-42>.
- ALMEIDA, J. R. et al. Efeito da idade sobre a qualidade de vida e saúde dos catadores de materiais recicláveis de uma associação em Governador Valadares, Minas Gerais, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, n. 6, p. 2169-2180, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232009000600024>.
- AMORIM, A.L.R. **Análise de riscos ambientais na usina de compostagem e triagem de lixo em Ceilândia-DF**. 2017. 67 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2017. Disponível em: <http://bdm.unb.br/handle/10483/20461>. Acesso em: 28 dez. 2019.
- ARAÚJO, N.C.K. **Análise ergonômica do trabalho de catadores de materiais recicláveis**. 2017. 134 f. Tese (Doutorado em Fisioterapia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/9066/TeseNCKA.pdf?sequence=1&isAllOwed=y>. Acesso em: 28 dez. 2019.
- ARRUDA, E. C. et al. Caracterização do ambiente de trabalho em uma cooperativa de reciclagem. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, Três Corações, v. 15, n. 2, p. 100-111, ago./dez., 2017. <http://dx.doi.org/10.5892/ruvrv.v15i2.3895>.
- BARROS, E. N. C.; ALEXANDRE, N. M. C. Cross-cultural adaptation of the Nordic musculoskeletal questionnaire. **International Nursing Review**, v. 50, p. 101-108, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1466-7657.2003.00188.x>.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 03 ago. 2010. p. 2. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 28 dez. 2019.
- _____. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Saúde do Trabalhador – Cadernos de atenção básica – n. 5**. Brasília: Ministério da Saúde, 2002. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/saude_trabalhador_cab5_2ed.pdf. Acesso em: 02 jan. 2020.
- CARDOSO, T.L. **Estudo das condições de trabalho dos catadores de materiais recicláveis do Polo de Jardim Gramacho: uma análise com base nos aspectos ergonômicos**. 2016. 106 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: http://www.urp.puc-rio.br/dissertacao/dissertacao_tiago_cardoso.pdf. Acesso em: 28 dez. 2019.

CARDOZO, M. **Percepção de riscos ambientais de trabalhadores catadores de materiais recicláveis em um aterro controlado do município de Duque de Caxias/RJ**. 2009. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/2370>. Acesso em: jan. 2020.

CAVALCANTE, L. P. S.; SILVA, M. M. P. Influência da organização de catadores de materiais recicláveis em associação para a melhoria da saúde e minimização de impactos socioambientais. **REMOA**, v. 14, n. 1, p. 01-13, jan./abr., 2015. <https://doi.org/10.5902/2236130815010>.

FERREIRA, J. A.; ANJOS, L. A. Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 689-696, maio/jun., 2001. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2001000300023>.

MOREIRA, A.M.M. **Riscos e agravos à saúde do trabalhador em centrais de triagem de materiais recicláveis**. 2017. 214 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-16062017-141530/pt-br.php>. Acesso em: 06 jan. 2020.

NEVES, L. M. et al. Catadores de materiais recicláveis: perfil social e riscos à saúde associados ao trabalho. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde - Hygeia**, v. 13, n. 24, p. 162-174, jun., 2017. <https://doi.org/10.14393/Hygeia1332351>.

PARREIRA, G.F.; OLIVEIRA, F.G.; LIMA, F.P.A. O gargalo da reciclagem: determinantes sistêmicos da triagem de materiais recicláveis. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 29., Salvador, **Anais...** Salvador, 2009.

PINHEIRO, F. A.; TRÓCCOLI, B. T.; CARVALHO, C. V. Validação do Questionário Nórdico de Sintomas Osteomusculares como medida de morbidade. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 307-312, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000300008>.

PIZZOLATO, A.S.; OLIVEIRA, E.R.; MACHADO, L.C. Lixo e saúde: qualidade de vida dos catadores de materiais recicláveis. In: CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO, 9., Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <http://www.inovarse.org/filebrowser/download/15546>. Acesso em: 06 jan. 2020.

POSSUELO, L. G. et al. PET-Saúde Vigilância: ações de promoção em saúde com trabalhadores de resíduos recicláveis. **Revista Brasileira de Pesquisa em Saúde**, Vitória, v. 18, n. 3, p. 32-39, 2016. <https://doi.org/10.21722/RBPS.V18I3.15740>.

RAMOS, N. F. et al. Profile survey of waste pickers in Brazil: requirements for the development of a collection vehicle and optimized routing. **Journal of Urban and Environmental**, v. 7, n. 2, p. 231-246, 2013. <https://doi.org/10.4090/juee.2013.v7n2.231246>.

SÁ, C.R.; CARVALHO, F.A.H. A problemática dos resíduos farmacêuticos no município de Rio Grande. **VITTALLE**, Rio Grande, v. 21, n. 1, p. 59-72, 2009. Disponível em: <https://periodicos.furg.br/vittalle/article/view/1856>. Acesso em: 29 dez. 2019.

SILVA, A.M.; PEDROSO, D.O.; VEDANA, E.H.B. Situação de riscos à saúde dos trabalhadores de uma cooperativa de resíduos sólidos. **Revista GepesVida**, v. 3, n. 6, p. 23-33, 2017. Disponível em: <http://www.icepsc.com.br/ojs/index.php/gepesvida/article/viewFile/230/105>. Acesso em: 02 jan. 2020.

SILVA, M. C.; FASSA, A. G.; KRIEBEL, D. Minor psychiatric disorders among Brazilian ragpickers: a cross-sectional study. **Environmental Health: a Global Access Science Source**, v. 5, n. 17, p. 1-10, 2006. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-5-17>.

SILVA, P. L. C. et al. Dificuldades enfrentadas no cotidiano de trabalho em cooperativas de triagem de material reciclável. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 7, n. 2, p. 355-369, 2018. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e22018355-369>.

SILVA, S.P. **A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da economia solidária**. Rio de Janeiro: IPEA, 2017. 48p. Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7413/1/td_2268.PDF. Acesso em: 06 jan. 2020.

SILVA, S.P.; GOES, F.L.; ALVAREZ, A.R. **Situação social das catadoras e catadores de material reciclável e reutilizáveis – Brasil**. Brasília: Ipea, 2013. 68 p. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacao_social_mat_recicavel_brasil.pdf. Acesso em: 28 dez. 2019.

SINGH, S.; CHOKHANDRE, P. Assessing the impact of waste picking on musculoskeletal disorders among waste pickers in Mumbai, India: a cross-sectional study. **BMJ Open**, v. 5, p. 1-8, 2015. <http://dx.doi.org/10.1136/bmjopen-2015-008474>.

SOUZA, M.N.A. et al. Distúrbios osteomusculares autorreferidos entre os trabalhadores da limpeza urbana. **Revista Produção Online**, Florianópolis, v. 17, n. 1, p. 133-151, jan./mar., 2017. Disponível em: <https://producaoonline.org.br/rpo/article/viewFile/2391/1497>. Acesso em: 02 jan. 2020.

SOUZA, M. F. et al. Indicadores de saúde de catadores de materiais recicláveis: elementos para reflexões sobre a temática dos resíduos sólidos. **Revista Eletrônica Extensão & Sociedade**, v. 7, n. 1, p. 15-31, 2016. <https://doi.org/10.21680/2178-6054.2016v7n1I12572>.

SOUZA, R. L. R.; FONTES, A. R. M.; SALOMÃO, S. A triagem de materiais recicláveis e as variabilidades inerentes ao processo: estudo de caso em uma cooperativa. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4185-4195, 2014. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141910.09072014>.

VARELA, C.A.; SILVA-HEIN, A. Qualidade de vida de catadores de materiais recicláveis de cooperativas em São Paulo: estudo de casos múltiplos. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 19., São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2017. Disponível em: <http://engemasp.submissao.com.br/19/anais/arquivos/57.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2020.

Relações entre drenagem e o manejo das águas pluviais e arboviroses em 16 Planos Municipais de Saneamento Básico de Minas Gerais – Brasil

Relations between drainage and rainwater management and arboviruses in 16 Municipal Water and Sanitation Plans of Minas Gerais – Brazil

• **Data de entrada:**
01/06/2021

• **Data de aprovação:**
20/09/2022

Marco Túlio da Silva Faria^{1*} | Nathalia Roland de Souza Ribeiro² | Alexandre Pessoa Dias³ | Uende Aparecida Figueiredo Gomes¹ | Priscilla Moura¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.056>

ORCID ID

Faria MTS  <https://orcid.org/0000-0001-6255-5931>
Ribeiro NRS  <https://orcid.org/0000-0002-9823-6657>

Dias AP  <https://orcid.org/0000-0002-5594-7221>
Gomes UAF  <https://orcid.org/0000-0002-2750-8635>
Moura P  <https://orcid.org/0000-0003-0090-2955>

Resumo

Visando analisar a abordagem do componente Drenagem e Manejo das Águas Pluviais (DMAP) nos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) e discutir a sua relação com as arboviroses, foram avaliados 16 PMSB, de municípios com população inferior a 50.000 habitantes no estado de Minas Gerais. Adotou-se metodologia qualitativa, baseada na análise de conteúdo temático-categorial dos documentos. Os resultados demonstram a precariedade da gestão dos serviços de DMAP nos municípios em estudo. As arboviroses e demais Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado são citadas nos PMSB. No entanto, as ações propostas de combate a essas doenças consistem, majoritariamente, em processos de educação e conscientização da população. A busca pela intersetorialidade e pela integralidade na prestação dos serviços de saneamento é reconhecida como essencial nos PMSB, embora o seu alcance, na prática, seja limitado.

Palavras-chave: Arboviroses. Manejo de Águas Pluviais e Drenagem. Plano Municipal de Saneamento Básico.

Abstract

In order to analyze the approach of the drainage and rainwater management (DMAP) in municipal water and sanitation plans (PMSB) and discuss its relationship with arboviruses, 16 PMSB, from municipalities with less than 50,000 inhabitants, in the state of Minas Gerais were evaluated. Qualitative methodology was adopted, based on the analysis of thematic-categorical content of the documents. The results demonstrate the precariousness of the management of DMAP services in the municipalities under study. Arboviruses and other diseases related to inadequate environmental sanitation are present in the PMSB and are directly related to inadequate access to water and sanitation services. However, the proposed actions to combat these diseases mainly consist of processes of education and awareness of the population. The search for intersectionality and integrality in the provision of water and sanitation services is recognized as essential in the PMSB, although its scope, in practice, is limited.

Keywords: Arboviruses. Municipal Water Supply and Sanitation Plan. Public Policy. Rainwater Management. Urban Drainage.

¹ Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

² Universidade Federal de Juiz de Fora – Juiz de Fora – Minas Gerais – Brasil.

³ Fundação Oswaldo Cruz – Rio de Janeiro – Rio de Janeiro – Brasil.

* **Autor correspondente:** marcotuliodefaria@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Lei Federal Nº 11.445/2007, atualizada pela Lei Federal Nº 14.026/2020 (BRASIL, 2007; 2020a), o saneamento básico no Brasil tem quatro componentes: 1) o abastecimento de água potável, 2) o esgotamento sanitário, 3) a limpeza e manejo de resíduos sólidos e 4) a Drenagem e Manejo das Águas Pluviais (DMAP). A legislação brasileira (BRASIL, 2010; 2020) prevê que cada município deve possuir um Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) que e esses planos devem contemplar os quatro componentes do saneamento básico e todas as áreas municipais (urbanas e rurais). O PMSB é o principal instrumento de política municipal de saneamento, e de acordo com o artigo 19 da Lei Federal Nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), o conteúdo mínimo desse plano deve conter: i) diagnóstico da situação do saneamento; ii) objetivos e metas de curto, médio e longo prazo; iii) programas, projetos e ações para atingir os objetivos e metas; iv) ações para emergências e contingências e, v) mecanismos e procedimentos para avaliação das ações programadas.

A literatura sobre a gestão dos serviços de DMAP nos municípios brasileiros é escassa e não muito recente. Nesse contexto, destacam-se os estudos de Tucci (1997), Pompêo (1999), Baptista e Nascimento (2002), Gomes (2005), Nascimento, Cançado e Cabral (2006) e Cançado, Nascimento e Cabral (2006), que abordam questões relacionadas direta ou indiretamente à prestação dos serviços de DMAP no Brasil.

O trabalho de Baptista e Nascimento (2002), apesar de ter sido publicado há quase duas décadas, ainda reflete a realidade brasileira e aponta que a prestação dos serviços de DMAP, geralmente, é de competência do poder público municipal e, predominantemente, encontra-se sob a responsabilidade da secretaria municipal de obras (BAPTISTA; NASCIMENTO, 2002). A adequada prestação dos serviços de DMAP no Brasil

é prejudicada pela falta de autonomia financeira e gerencial, que ocasiona limitações técnicas e político-institucionais.

Apesar da escassez de pesquisas que relacionem o manejo das águas pluviais e a saúde, esta temática mostra-se pertinente. Cairncross (1991) aponta uma série de doenças transmitidas por mosquitos relacionadas com uma drenagem inadequada. Diante do aumento de notificações de doenças provocadas pelas arboviroses e transmitidas pelo *Aedes aegypti*, uma das medidas para reduzir e controlar os criadores dos mosquitos remete às estratégias estruturais e não estruturais para o manejo das águas pluviais concentradas na melhoria da saúde ambiental (PARKINSON, 2003; CAIRNCROSS; FEACHEM, 2019).

As arboviroses são um dos principais problemas de saúde pública no mundo, e apesar de algumas delas estarem geograficamente restritas, estas podem se tornar rapidamente endêmicas (PABBARAJU et al., 2016). As principais arboviroses são dengue, chikungunya, mayaro, febre amarela e zika e são transmitidas principalmente pela picada do mosquito fêmea infectado do gênero *Aedes* (ESPOSITO; FONSECA, 2016). Foram identificados estudos que relacionam variáveis de saneamento, climáticas, socioambientais e as doenças transmitidas pelo mosquito do gênero *Aedes* (SEIDAHMED; ELTAHIR, 2016; BERMUDI et al., 2017; BARSANTE et al., 2018; VALDELFENER et al., 2018; GAO et al., 2018; ALMEIDA; COTA; RODRIGUES, 2020; MOL et al., 2020; QUEIROZ; SILVA; HELLER, 2020). Os estudos que abordam o papel da DMAP, por sua vez, são mais escassos. Nesse sentido, Manrique-Saide et al. (2012), Manrique-Saide et al. (2013) e Arana-Guardia et al. (2014), ao realizarem estudos na cidade de Mérida, no México, identificaram a proliferação de mosquitos nas estruturas de drenagem. Papploski et al. (2016), ao avaliarem as estruturas de DMAP em Salvador, um dos epicentros do surto

de zika ocorrido no Brasil em 2015, descobriram que essas estruturas acumulavam água e serviam como locais de desenvolvimento larval de espécies adultas de *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus*. Souza et al. (2017) afirmam que ações simples e diretas de prevenção do acúmulo de água parada em estruturas de DMAP no mesmo município resultaram em grandes reduções na frequência e quantidade de águas residuais presente nesses dispositivos, bem como no número de *Aedes aegypti* imaturos e adultos.

Ainda que novas pesquisas sejam necessárias para demonstrar a relevância das estruturas de DMAP como um foco de proliferação do mosquito do gênero *Aedes* na transmissão de doenças, estudos apontam a necessidade de que os programas de controle de vetores incorporem ações direcionadas a estas estruturas (MANRIQUE-SAIDE et al., 2012; MANRIQUE-SAIDE et al., 2013; ARANA-GUARDIA et al., 2014; PAPLOSKI et al., 2016). Por outro lado, estruturas de DMAP operando adequadamente são fundamentais para combater o aparecimento de focos de proliferação dos mosquitos. Dessa forma, avalia-se, no presente artigo, por meio de pesquisa qualitativa, como a DMAP é tratada nos PMSB, além da relação estabelecida entre os serviços de DMAP e as arboviroses nesses instrumentos de planejamento municipal de 16 municípios com população inferior a 50.000 habitantes em Minas Gerais.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- O objetivo geral é analisar a relação entre o componente do saneamento básico drenagem e manejo das águas pluviais e as ações de prevenção, manejo, monitoramento e controle das arboviroses em Planos Municipais em municípios de pequeno porte populacional no estado de Minas Gerais

2.2 Objetivos Específicos

- Identificar e analisar quais municípios com população inferior a 50.000 habitantes no estado de Minas Gerais possuem plano diretor de drenagem urbana e plano municipal de saneamento básico.
- Analisar como é estabelecida a relação entre a drenagem e o controle do mosquito do gênero *Aedes* em planos municipais de saneamento básico de municípios com população inferior a cinquenta mil habitantes no estado de Minas Gerais.

3 METODOLOGIA

Inicialmente foi estabelecido contato, por telefone, e-mail ou via site, com as administrações municipais dos 782 municípios com população inferior a 50.000 habitantes no estado de Minas Gerais, solicitando-se a disponibilização dos PMSB (FARIA et al., s.d.). De posse dos planos e legislações obtidos, foram selecionados apenas os PMSB que continham o conteúdo mínimo recomendado no artigo 19 da Lei Federal Nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007).

A partir dos 328 PMSB com conteúdo mínimo identificados, em razão da quantidade de produtos e páginas dos PMSB, foram selecionados 16 para compor a análise de conteúdo. Buscando-se alcançar a heterogeneidade dos dados, foram adotados como critérios de priorização para a seleção dos PMSB: i) diversidade de instituições responsáveis pela elaboração dos planos; ii) municípios com maiores índices pluviométricos anuais de acordo com o Atlas Pluviométrico do Brasil desenvolvido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM (CPRM, 2020); iii) municípios de diferentes faixas populacionais (inferiores a 50.000 habitantes); iv) municípios de diferentes mesorregiões do estado de Minas Gerais; e v) planos aprovados por legislação municipal. Na Fig. 1 apresentam-se os municípios dos quais foram selecionados os Planos Municipais de Saneamento Básico para a análise de conteúdo.

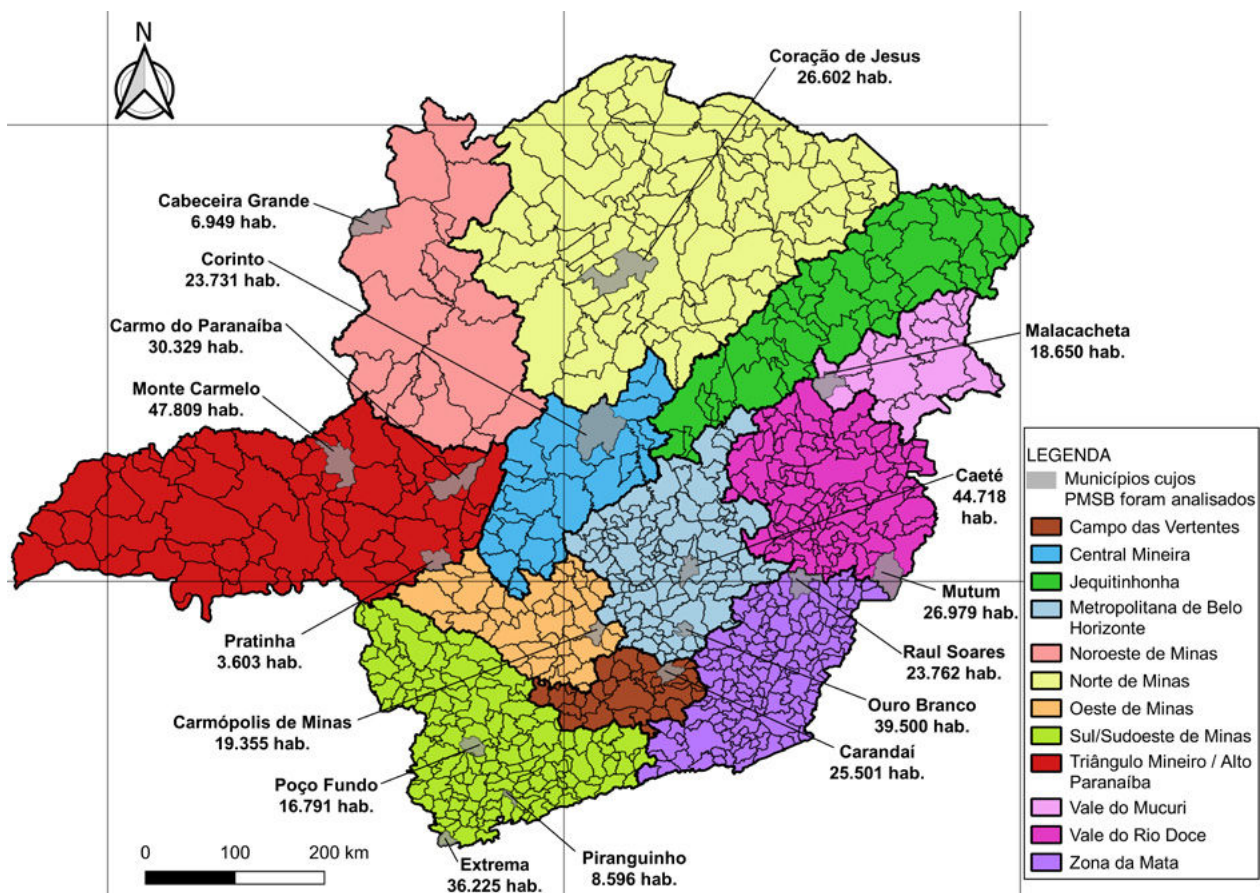


Figura 1 - Municípios de Minas Gerais que tiveram seus respectivos Planos Municipais de Saneamento Básico selecionados para a análise de conteúdo

Na Fig.1 apresenta-se ainda o número de habitantes desses municípios de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2019). Destaca-se que: i) os PMSB de Cabeceira Grande (CABECEIRA GRANDE, 2015) e Poço Fundo (POÇO FUNDO, 2016) foram elaborados pelas respectivas equipes das prefeituras; ii) os PMSB de Caeté (CAETÉ, 2013), Carandá (CARANDAÍ, 2016), Carmópolis de Minas (CARMÓPOLIS DE MINAS, 2014), Coração de Jesus (CORAÇÃO DE JESUS, 2014), Extrema (EXTREMA, 2013), Mutum (MUTUM, 2015), Pratinha (PRATINHA, 2014) e Raul Soares (RAUL SOARES, 2014) foram elaborados por 8 empresas de consultoria; iii) o PMSB de Malacacheta (MALACACHETA, 2015) foi elaborado pelo Centro Universitário de Caratinga (UNEC) e o PMSB de Piranguinho (PIRANGUINHO, 2016) foi elaborado pela Uni-

versidade Federal de Itajubá; e, iv) os PMSB de Carmo do Paranaíba (CARMO DO PARANAÍBA, 2016), Corinto (CORINTO, 2014), Monte Carmelo (MONTE CARMELO, 2013) e Ouro Branco (OURO BRANCO, 2011) foram elaborados, respectivamente, pelo Centro Universitário de Patos de Minas (UNIPAM) em parceria com a Associação dos Municípios da Microrregião do Alto Paranaíba (AMAPAR); Instituto de Gestão de Políticas Sociais - Instituto Gesois; Prefeitura Municipal em parceria com o Departamento Municipal de Água e Esgoto de Monte Carmelo (DMAE); e pela Fundação Arthur Bernardes (FUNARBE) em parceria com a Prefeitura Municipal de Ouro Branco.

A análise de conteúdo dos PMSB foi realizada segundo a metodologia proposta por Bardin (2009), adotando-se a análise temático-catego-

rial. As categorias adotadas são apresentadas no Quadro 1. O processo de categorização e codi-

ficação dos documentos analisados foi realizado com o auxílio do software MAXQDA 2020.

Quadro 1 - Categorias e códigos de análise

Categorias de análise	Códigos
Saneamento básico	integralidade; intersetorialidade; capacidade de gestão; participação social; educação ambiental e educação em saúde.
DMAP	responsável pela prestação dos serviços; legislação (lei de uso e ocupação do solo, lei orgânica, código de obras, código de posturas, plano diretor, plano diretor de drenagem urbana, manual de drenagem); cadastro da rede pluvial; inundações, enchentes, alagamentos, empoçamentos, enxurradas, erosão e deslizamentos; dispositivos de DMAP; resíduos sólidos em dispositivos de DMAP; recursos financeiros municipais destinados à DMAP; manutenção e limpeza dos dispositivos de DMAP; ligação clandestinas da rede de esgoto na rede pluvial e vice-versa e urbanização.
Saúde	arboviroses (dengue, zika, chikungunya e mayaro); Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI); monitoramento e controle do mosquito do gênero <i>Aedes</i> .

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 A drenagem e o manejo das águas pluviais nos Planos Municipais de Saneamento

O atual marco legal do saneamento básico, Lei 14.026/2020, estabelece a intersetorialidade como um dos princípios fundamentais para a prestação dos serviços de saneamento, estabelecendo a sua articulação com áreas afins, como promoção da saúde, habitação, recursos hídricos e erradicação da pobreza (BRASIL, 2020). O exercício da intersetorialidade e a introdução desse conceito na política pública de saneamento no Brasil, conforme apontado por Britto et al. (2018), apresenta potencial para elevar a eficácia e a efetividade dos serviços prestados, orientando o setor na direção de soluções mais sustentáveis.

Embora contemplada na legislação brasileira, a intersetorialidade consiste no tema menos abordado, na categoria saneamento básico, pelos planos municipais em estudo. Os PMSB de Cabeceira Grande, Carmo do Parnaíba, Monte Carmelo e Raul Soares não fazem menção à intersetorialidade em seu conteúdo. Por outro lado, a ausência de planejamento de ações intersetoriais é reconhecida no item diagnóstico sanitário da maioria dos PMSB como um problema a ser superado, sendo atualmente realizadas apenas ações pontuais em situações de emergência.

As políticas habitacionais municipais apresentam forte interface com a DMAP. Informações sobre urbanização e seus efeitos sobre a DMAP são abordados em 12 dos 16 PMSB analisados. As exceções são os PMSB de Carmo do Parnaíba, Coração de Jesus, Pratinha e Raul Soares. A urbanização, principalmente no que se refere ao aumento da impermeabilização do solo, causa impactos nos processos hidrológicos, no volume de escoamento das águas superficiais, no aumento da poluição e de inundações, e, consequentemente, impacta questões políticas, econômicas e sociais (MOURA; BAPTISTA; BARRAUD, 2006). Outro ponto de interseção consiste nas ocupações para moradia de áreas irregulares – como áreas de preservação permanente, próximas a cursos d'água ou com riscos de deslizamentos –, associadas à ausência de dispositivos de DMAP apropriados, o que pode provocar tragédias nos períodos de elevados índices pluviométricos. Desse modo, interligado aos serviços de DMAP, é necessário um bom ordenamento de uso e ocupação do solo no município, obtido a partir da elaboração e implementação de leis específicas, como a lei de uso e ocupação do solo e o Plano Diretor.

A saúde consiste em outra política setorial relacionada com a DMAP. A interface entre os setores de saneamento e saúde é reconhecida, uma vez que diversos estudos apontam a re-

lação entre a precariedade do acesso aos serviços de saneamento e o desenvolvimento de doenças, como, por exemplo, as arboviroses (ALMEIDA; COTA; RODRIGUES, 2020; QUEIROZ; SILVA; HELLER, 2020; SILVA; BARBOSA, 2020). Especificamente no que se refere a DMAP, Souza (2001) estabelece um modelo causal entre a deficiência ou precariedade dos serviços de DMAP e a ocorrência de algumas doenças, como febre amarela, dengue e esquistossomose, dentre outras. Apenas um PMSB analisado, o de Carmo do Paranaíba, não faz menção às Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI). Embora a ocorrência de doenças seja diretamente vinculada, nos PMSB, à ausência de acesso adequado aos serviços de saneamento, somente o município de Ouro Branco apresenta um programa exclusivo a ser implementado com essa temática. Assim, observa-se a baixa conexão entre as políticas de saúde e saneamento na prática municipal.

Foram encontradas nos PMSB menções à ocorrência de doenças em virtude da inadequação dos sistemas de DMAP. O PMSB de Raul Soares expõe a importância da DMAP como forma de evitar o acúmulo de água, que se torna foco de proliferação de diversas doenças, como a dengue. Em Mutum, além da dengue, a insuficiência do sistema de DMAP também é relacionada a ocorrência de leptospirose. Já no PMSB de Coração de Jesus é ressaltada a malária. Nesse sentido, Castro et al. (2010) apontam que a realização de manutenção nas estruturas de drenagem tem o potencial de eliminar em torno de 40% de possíveis habitats de mosquitos que transmitem a malária e a filariose linfática, em estudo realizado na Tanzânia.

Espera-se que, além do reconhecimento da necessidade de ações intersetoriais no saneamento básico e dos possíveis órgãos envolvidos, os municípios estabeleçam em seu planejamento, metas e ações a serem implementadas visando

atingir esse princípio, como ocorre nos PMSB de Carandaí, Mutum e Malacacheta. No que se refere especificamente ao serviço de DMAP, são propostas ações intersetoriais voltadas para essa componente no PMSB de Corinto.

Observa-se, para a componente de DMAP, que a preocupação em estabelecer ações em parceria com diferentes setores encontra-se intrinsecamente relacionada à gestão dos resíduos sólidos e do esgotamento sanitário. Sendo assim, além da relevância de ações de saneamento coordenadas em conjunto com outros setores municipais, como saúde e habitação, também é necessário analisar como é abordada nos PMSB a relação entre as quatro componentes do saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais), de forma a buscar sua implementação associada.

Presente na Lei 14.026/2020 (BRASIL, 2020), o princípio da integralidade foi o segundo assunto menos abordado nos PMSB em estudo. Os municípios de Coração de Jesus e Raul Soares não fazem menção ao tema em seu conteúdo. A análise dos 16 PMSB demonstra que a ausência de integração entre os serviços prestados é premente. Diversos planos, podendo-se citar os de Carandaí, Corinto e Malacacheta, reconhecem em seu diagnóstico a falta de integração entre as ações de saneamento. Extrema, Monte Carmelo e Carmópolis de Minas ressaltam o planejamento dessas atividades em concomitância para o aumento da efetividade das ações.

Situações decorrentes do manejo incorreto dos resíduos sólidos e do esgotamento sanitário, em conjunto com irregularidades no sistema de drenagem pluvial, são amplamente identificadas nos PMSB: ligações clandestinas de esgoto na rede pluvial, ligações clandestinas de água de chuva na rede de esgoto e presença de resíduos sólidos nas vias públicas provocando entupimentos da

rede de drenagem são os mais comumente mencionados. Como consequência da falta de integração entre os serviços de saneamento prestados, é possível a ocorrência de danos materiais e à saúde dos cidadãos. Nos 16 PMSB analisados, são mencionadas ocorrências de alguma dessas situações: inundações, enchentes, alagamentos, enxurradas, deslizamentos e erosão, em decorrência do subdimensionamento dos sistemas de DMAP. A ausência de sistemas de DMAP em algumas áreas e distritos municipais, bem como a falta de manutenção e a insuficiência dos sistemas existentes atualmente são reconhecidas em todos os PMSB em estudo, com destaque para Cabeceira Grande, onde o sistema é inexistente.

Nos PMSB de Carandaí, Corinto e Carmópolis de Minas são associadas à ocorrência de inundações e à presença de doenças como a leptospirose, verminoses, amebíase, febre tifoide, salmonelose e giardíase. As enchentes podem ocasionar impactos ambientais no sentido de alterar o ciclo de reprodução de vetores, hospedeiros e locais de proliferação de doenças. Devido à alteração do ambiente, nota-se um aumento da quantidade de ratos, moscas e mosquitos e um acréscimo da contaminação fecal por helmintos e parasitos (FREITAS; XIMENES, 2012).

No que se refere às ligações clandestinas da rede de esgotamento sanitário na rede de água pluvial, e vice-versa, esse é um problema identificado em 15 PMSB em estudo. A única exceção consiste no PMSB de Cabeceira Grande (onde não existem dispositivos de DMAP). A maioria dos planos analisados apresenta uma ação específica voltada para a identificação e fiscalização de ligações clandestinas. A realização de campanhas de educação ambiental sobre o assunto também é uma solução recorrente. Apesar de as ligações de esgoto nas redes de águas pluviais, e vice-versa, serem comuns nos municípios brasileiros, ocasionando a degradação dos corpos receptores, Dias e Rosso (2011) afirmam que essa

prática geralmente não é fiscalizada e impedida. Essas interconexões provocam interferências na eficiência hidráulica, na integridade física e reduzem o tempo útil de projeto (DIAS, 2003). A identificação de redes unificadas de esgoto e água pluvial ocorre nos PMSB de Coração de Jesus, Malacacheta, Poço Fundo e Raul Soares. O marco regulatório do saneamento no Brasil recomenda a substituição progressiva de sistemas unitários por sistemas separadores absolutos (BRASIL, 2020).

A presença de resíduos sólidos nos dispositivos de DMAP é um problema recorrente nos PMSB analisados, sendo relatado em 14 PMSB. As exceções são os PMSB de Cabeceira Grande e de Piranguinho. De acordo com Neves e Tucci (2003), a presença de resíduos sólidos nos dispositivos de drenagem urbana é encontrada em todas os municípios brasileiros, em especial nas grandes cidades. Esses resíduos afetam a eficiência hidráulica das estruturas de DMAP, transportam poluentes e apresentam um aspecto estético desagradável. Em decorrência da gestão inadequada dos resíduos, no PMSB de Extrema é apontado o carregamento de resíduos sólidos para os córregos, rios e bocas-de-lobo do município nos períodos chuvosos. No PMSB de Carandaí consta uma ação específica visando à proibição do descarte de resíduos sólidos nos canais e bocas-de-lobo. Nos PMSB de Extrema, Monte Carmelo e Pratinha são propostas ações de conscientização da população a fim de evitar a ocorrência desses problemas.

A redução da quantidade de resíduos nos dispositivos de DMAP pode ser alcançada a partir da redução da geração de resíduos, de campanhas educacionais abordando os impactos ocasionados pelos resíduos no ambiente, por meio de operações de limpeza nas vias públicas e também pela aplicação de leis relacionadas a essa temática (MARAI; ARMITAGE, 2004; ARMITAGE, 2007). Portanto, a busca da integralidade na prestação dos serviços de saneamento passa

também pela necessidade de conscientização da população, sendo importante a realização de ações de educação ambiental e sanitária para atingir tal intuito.

A interface entre o setor de educação e o saneamento básico é ampla, possibilitando abordagens diversificadas, gerando desde processos meramente informativos, capacitivos, até formativos. Os PMSB analisados mencionam a necessidade de ações educativas que abordem a preservação do sistema de DMAP, promovendo, especialmente, a conscientização da população no que tange ao descarte incorreto de resíduos e a sua sensibilização quanto à importância de não efetuar ligações clandestinas de esgotos na rede de drenagem e vice-versa. Nesses casos, as escolas são apontadas como um importante meio de divulgação.

A maior parte dos municípios, podendo-se citar Caeté, Carandaí, Carmópolis de Minas, Coração de Jesus, Corinto, Malacacheta, Monte Carmelo, Ouro Branco, Piranguinho e Pratinha, planeja a formulação de um instrumento de planejamento específico, na forma de Plano ou Programa Municipal, para a promoção das ações de educação, ressaltando-se a necessidade de sua realização de forma perene. Destaca-se o município de Mutum, que com o Plano Municipal de Saneamento Básico elaborou o seu Programa de Educação em Saneamento Básico, publicado em formato digital como volume complementar do PMSB (MUTUM, 2015). Nas demais localidades em estudo, são mencionadas apenas a realização de campanhas educativas e ações pontuais de sensibilização e conscientização. Já nos PMSB de Carmo do Paraíba e Raul Soares não são feitas menções a qualquer tipo de ação educativa.

De acordo com Moisés et al. (2010), ao serem sensibilizados e capacitados para o reconhecimento e enfrentamento das questões sanitárias, os cidadãos tornam-se capazes de colaborar de forma

efetiva na solução dos problemas identificados, participando ativamente do diagnóstico dos problemas, do planejamento, da execução, do monitoramento e da avaliação das ações implementadas. Todavia, a ação governamental não caminha nesse sentido. Ao analisar os cartazes das campanhas nacionais para prevenção das arboviroses realizadas pelo Ministério da Saúde entre 2013 e 2017, Andrade et al. (2020) identificaram o predomínio da mera transmissão de informações e a imposição de orientações. Não havendo espaço para a promoção da saúde, as consequências e as sequelas das arboviroses foram enfatizadas, responsabilizando-se a população pela prevenção das doenças. Os autores constataram grande distância entre o material analisado e os princípios da comunicação educativa.

A participação e o controle social também são princípios presentes na Lei 14.026/2020 (BRASIL, 2020). A participação comunitária é reconhecida como um fator fundamental para o sucesso e a sustentabilidade dos processos de formulação e implementação de projetos e sistemas de saneamento, especialmente nas áreas rurais (MARKS; KOMIVES; DAVIS, 2014; MARKS; DAVIS, 2012). Além disso, ao se envolver com o processo de formulação política, a população se torna capaz de fiscalizar a sua execução. Esse caráter de empoderamento é ressaltado no PMSB de Carandaí: *“existe um objetivo essencialmente político na elaboração desse Plano que é o empoderamento popular – independente do governo, o povo poderá cobrar pelas ações estabelecidas no Plano”* (CARANDAÍ, 2016).

Wallerstein e Duran (2010) constatam que, cada vez mais, ganham reconhecimento as abordagens que promovam, em todas as suas etapas metodológicas, o envolvimento direto e colaborativo entre diferentes atores. Isso se deve ao fato de proporcionarem o desenvolvimento de intervenções bem-sucedidas, assim como por darem voz a comunidades carentes de represen-

tação. Os 16 PMSB analisados mencionam a relevância da participação social e buscaram formas de envolver a população em sua elaboração, seja por meio de reuniões, entrevistas, oficinas, conferências, grupos de trabalho, ouvidorias, espaços na internet, audiências públicas, dentre outras formas adotadas. De forma a planejar esses momentos, quase todos os municípios estruturaram Planos de Mobilização e Comunicação Social, compostos por variadas ações e metodologias que promovessem o envolvimento popular durante a elaboração do PMSB e também durante a sua execução.

Nos 16 municípios em estudo, a prestação dos serviços de DMAP se encontra sob responsabilidade das Secretarias Municipais de Obras, o que corrobora a constatação de Baptista e Nascimento (2002). Comparada aos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo dos resíduos sólidos, a delegação da prestação dos serviços de DMAP apresenta maiores complicações. No PMSB de Caeté, a obtenção de fontes de investimento e custeio é apontada como principal fator limitante, já que dificilmente ocorre a cobrança de tarifas para esse serviço (CAETÉ, 2013). Os recursos para DMAP normalmente advêm dos orçamentos municipais. Dessa forma, é comum a escassez de recursos para investimentos, seja pela falta de recursos financeiros ou mesmo pela existência de outras prioridades nos orçamentos municipais. Não foram encontradas informações sobre recursos financeiros municipais para investimentos em serviços de DMAP nos PMSB de Cabeceira Grande e Poço Fundo. Nos demais planos fica explícita a ausência de cobrança ou de previsão específica orçamentária para os serviços de DMAP. No PMSB de Caeté consta uma ação para que seja incluída no Plano Plurianual do município uma previsão específica de orçamento para o setor. Já nos PMSB de Carandaí, Carmo do Paranaíba, Malacacheta, Mutum e Raul Soares foi inserida uma ação específica para estabelecer, futuramente, a

cobrança pela manutenção do sistema de DMAP. Para Cançado, Nascimento e Cabral (2006), ao estabelecer uma taxa pelos serviços de DMAP, o município demonstra ao usuário a existência de valor nos serviços prestados. O valor obtido a partir da cobrança pelos serviços de DMAP poderia ser revertido nos custos de operação, manutenção e limpeza do sistema (LENGLER, 2012; LENGLER; MENDES, 2013). Estabelecer a cobrança por esses serviços não necessariamente implica em um aumento para o munícipe em forma de tributos. Uma possibilidade, de acordo com Nascimento, Cançado e Cabral (2006), seria a sua inclusão no IPTU, além da criação de mecanismos de acréscimo ou decréscimo em função da taxa de permeabilidade nos terrenos.

Além das questões financeiras, aspectos técnicos também comprometem a adequada gestão das águas pluviais e dos corpos d'água municipais. Dos 16 municípios analisados, 15 não dispõem de cadastro de seu sistema de DMAP e um deles, o de Cabeceira Grande, sequer possui infraestruturas de micro e macrodrenagem construídas. A ausência ou falta de atualização de cadastro também foi identificada por Baptista e Nascimento (2002), os quais afirmam que essa realidade dificulta ações de recuperação e manutenção preventiva de tais dispositivos. Para Aguiar (2012), o cadastro e a atualização dos dados sobre os dispositivos de DMAP é fundamental para tornar mais eficiente a gestão desses serviços nos municípios. Dentre os PMSB em estudo, 14 apresentam uma ação específica para a futura realização do cadastramento dos dispositivos de DMAP, sendo as exceções: Corinto e Coração de Jesus.

No que se refere à manutenção e limpeza dos dispositivos de DMAP, apenas o município de Piranguinho menciona sua realização constante. Os demais PMSB analisados indicam que essas atividades ocorrem de acordo com a demanda. Todos os PMSB apresentam ações propondo a

elaboração de Planos de Manutenção e Limpeza, de forma que o desenvolvimento destas atividades ocorra de forma planejada e regular. Conforme apontado por Aguiar (2012), é necessário um constante monitoramento das estruturas de DMAP para que haja um adequado funcionamento do sistema de drenagem urbana.

A limpeza de córregos e dispositivos de drenagem de águas pluviais faz parte das atividades do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2020). Contudo, na prática municipal, a ausência de integração das ações é habitual. A prestação dos serviços de DMAP também é influenciada pelos recursos humanos disponíveis no quadro técnico municipal. Colombelli (2018) constata que os departamentos e funcionários que desempenham atividades de projeto e implantação dos dispositivos de DMAP não são os mesmos que desempenham as ações de manutenção e limpeza. De fato, os funcionários que executam os serviços de manutenção e limpeza dos dispositivos de DMAP, em geral, estão lotados na área municipal de limpeza pública. Os PMSB de Carmópolis de Minas, Extrema e Monte Carmelo relatam a inexistência de uma equipe específica para a execução destas atividades. Já nos PMSB de Malacacheta e Mutum foram inseridas ações voltadas para a realização de concurso público para contratação de mão de obra especializada.

Na parte de planejamento, destaca-se a ausência de Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU). O PDDU tem por finalidade “garantir melhores condições de salubridade da cidade, de desenvolvimento econômico e a melhoria da qualidade de vida da população” (MARQUES, 2006). Sua elaboração, de acordo com Marques (2006), inclui temas como uso do solo, zoneamento, recreação, habitats, qualidade da água e considerações estéticas. Com exceção dos PMSB de Cabeceira Grande e Ouro Branco, os demais 14 PMSB reconhecem a necessidade de elaboração do referido plano com o intuito de nortear as

ações relacionadas ao manejo das águas pluviais e drenagem urbana municipal. De acordo com Faria et al. (s.d.), nenhum município de Minas Gerais com população inferior a 50 mil habitantes possuía PDDU até 31 de outubro de 2019. Outro importante instrumento de planejamento e um dos produtos do PDDU, o Manual de Drenagem, foi pouco abordado nos PMSB em estudo, sendo mencionada a sua elaboração nos municípios de Carandaí, Extrema, Ouro Branco e Piranguinho.

A ausência de gestão integrada das águas pluviais torna o município suscetível a situações de risco, uma vez que as ações realizadas se concentram na solução de problemas pontuais e não em um planejamento preventivo.

Além dos investimentos em obras para a conformação de infraestruturas físicas, o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) (BRASIL, 2013) ressalta a relevância das medidas que promoverão a gestão dos sistemas. No PMSB de Caeté menciona-se a necessidade de elaboração de um planejamento específico para o setor de DMAP, por meio do PDDU, bem como a criação do Núcleo de Gestão do Saneamento Básico vinculado à Secretaria de Obras. Dessa forma, busca-se integrar a gestão dos quatro componentes do saneamento. Em Carandaí, por sua vez, propõe-se a criação de uma autarquia – órgão municipal dotado de autonomia – voltada para a manutenção e gerenciamento dos sistemas de DMAP no município, além do Pró-Drenagem, um programa específico para o planejamento do setor. Já em Carmo do Parnaíba, onde o abastecimento de água e o esgotamento sanitário são de responsabilidade da concessionária estadual, propõe-se a criação do Departamento Municipal de Saneamento, que reuniria os serviços atualmente sob a responsabilidade da prefeitura: o manejo de resíduos sólidos e das águas pluviais. Observa-se, portanto, diferentes possibilidades e arranjos para a prestação e gestão dos serviços de DMAP, não havendo solução única ou correta.

4.2 Abordagem das arboviroses e sua relação com a DMAP nos PMSB

Teixeira et al. (2014), ao analisarem a morbidade hospitalar no Sistema Único de Saúde por doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado, no período de 2001 a 2009, identificaram a dengue como a doença com o maior número de casos. A dengue também recebe destaque na análise dos PMSB, sendo a arbovirose mais mencionada nos instrumentos de planejamento municipal analisados. Onze dos 16 PMSB fazem referência às arboviroses, sendo as exceções: Cabeceira Grande, Carmópolis de Minas, Monte Carmelo, Poço Fundo e Pratinha. Não foram identificadas em nenhum dos 16 PMSB ações específicas para o controle e o monitoramento dos mosquitos do gênero *Aedes*. Somente os PMSB de Carandaí, Carmópolis de Minas, Corinto e Malacacheta fazem menção direta aos mosquitos. Para Cairncross e Feachem (2019), o controle do mosquito *Aedes* é de particular importância para o combate das arboviroses, sendo essencial a realização de ações de educação ambiental e a manutenção da higiene ao redor dos domicílios.

O PMSB de Coração de Jesus se destaca pela maior quantidade de menções às arboviroses e DRSAl dentre todos os PMSB em estudo. Atualmente é realizado no município, a partir de parcerias entre as secretarias municipais, um processo de mobilização da população para o combate às endemias e DRSAl, recebendo destaque o combate à dengue. Nesse processo são envolvidos também os funcionários do setor da limpeza urbana. Além disso, os agentes de zoonoses e enfermeiros municipais realizam visitas domiciliares com fins educativos (CORAÇÃO DE JESUS, 2014). As visitas em domicílio por funcionários do setor de saúde também ocorrem no município de Corinto, com o intuito de informar a população sobre maneiras de evitar a proliferação dos mosquitos. Nesse município são relatadas ações de limpeza

dos lotes vagos em virtude da incidência de casos de dengue (CORINTO, 2014).

O PMSB de Ouro Branco é o único entre os 16 PMSB analisados que propõe o desenvolvimento de um programa específico com a finalidade de mobilizar a população para eliminar os criadouros dos mosquitos que transmitem a dengue, denominado Mutirão de Limpeza e Cidadania (OURO BRANCO, 2011). Embora positivas, as ações de combate e enfrentamento à dengue e ao mosquito transmissor não podem se restringir à mobilização social. Nesse sentido, Silva, Ventura e Paro (2020) chamam a atenção para a culpabilização da população pelos criadouros de larvas do *Aedes aegypti* presente em campanhas baseadas na mera transmissão de informações e mudança de comportamento dos indivíduos, como a distribuição de folhetos explicativos e realização de mutirões comunitários visando eliminar focos do mosquito. Essa visão vai ao encontro da apresentada por Valla (1998): “*ao conclamar a população a combater o mosquito do dengue (...) os governos individualizam a questão: o culpado direto pela doença seria o mosquito transmissor e o indireto, a população*”.

Na maior parte dos PMSB analisados, as ações de combate às arboviroses se restringem aos eventos de mobilização social e sensibilização da população para mudanças de hábitos domiciliares. Uma das exceções, o PMSB de Extrema ressalta a importância de um eficaz gerenciamento dos resíduos sólidos, evitando-se o acúmulo de resíduos nas bocas-de-lobo, sistemas de microdrenagem e canais de escoamento de águas pluviais para impedir a disseminação de vetores de doenças. Também são sugeridas ações de mobilização social, sensibilização da população e fiscalização por parte do poder público municipal para evitar o descarte de resíduos em locais inadequados.

A interrelação entre os serviços de manejo de resíduos sólidos e DMAP e a proliferação de ar-

bovirose foi identificada pela população durante o diagnóstico participativo de diversos PMSB. Em Coração de Jesus foram mencionados relatos relacionando a ocorrência de dengue aos períodos chuvosos. No PMSB de Carandaí houve associação entre a proliferação dos mosquitos e a pavimentação irregular das vias, que propicia a formação de volumosas poças de água após os eventos chuvosos. Já no PMSB de Carmópolis de Minas mencionou-se que o entupimento dos dispositivos de DMAP gera focos de proliferação do mosquito *Aedes aegypti*.

Por fim, é importante mencionar que a Secretaria do Estado de Saúde de Minas Gerais, a partir da proposição de indicadores e metas relacionados à Vigilância em Saúde, estabelece a necessidade de um Comitê Municipal de Enfrentamento da Dengue, Chikungunya e Zika nos municípios do estado, promovendo ações de prevenção e controle das arboviroses (MINAS GERAIS, 2016; 2019). Ademais, a referida Secretaria fornece orientações sobre a elaboração do Plano Municipal de Contingência das Arboviroses Urbanas, enviando notas informativas aos municípios (MINAS GERAIS, 2020). Contudo, o PMSB de Carandaí é o único que aponta, dentre as informações da área da saúde, a análise do Plano de contingência de combate e controle no avanço da dengue para nortear a elaboração do PMSB (CARANDAÍ, 2016).

5 CONCLUSÃO

No que se refere à categoria de saneamento básico (intersectorialidade, integralidade, educação sanitária e ambiental, participação social e gestão), a análise dos PMSB revelou a presença dos cinco códigos estabelecidos na maioria dos documentos analisados. Dos 16 PMSB analisados, 14 abordam de 4 a 5 códigos. As exceções ocorrem em Carmo do Parnaíba, cujo PMSB não versa

sobre os temas da intersectorialidade e educação, e em Raul Soares, onde, além dos dois assuntos anteriores, também não é feita menção à integralidade. De maneira geral, a intersectorialidade é reconhecida no diagnóstico sanitário dos PMSB analisados como um problema a ser superado, embora não sejam observadas ações práticas para sua execução nos municípios. A ausência de integração entre os serviços de saneamento prestados é reconhecida na maior parte dos planos. Todos os planos analisados consideram a participação social, sendo que a maior parte deles planeja a formulação de um instrumento de planejamento específico para promoção de educação ambiental.

Os códigos referentes à drenagem permitiram identificar que a prestação dos serviços de DMAP se encontra sob responsabilidade das Secretarias Municipais de Obras em todos os municípios estudados e que nenhum deles possui PDDU. O cadastro das redes existentes é realizado somente em um município dentre os analisados. A ausência de cobrança pelos serviços de drenagem fica explícita na maior parte dos planos avaliados.

Considerando os códigos relacionados à saúde (arboviroses, DRSAl e controle e monitoramento do mosquito *Aedes*), destacam-se os PMSB de Carandaí, Corinto e Malacacheta, que apresentaram informações sobre todos os três. Por outro lado, os PMSB de Cabeceira Grande, Carmo do Parnaíba, Monte Carmelo, Poço Fundo e Pratinha abordam apenas um código em seus respectivos planos. Dentre os três códigos da área de saúde, prevalece nos PMSB as referências às DRSAl, seguidas pelas arboviroses. O controle dos mosquitos *Aedes* é um tema pouco abordado. Dessa forma, apesar de se encontrar na literatura que os dispositivos de DMAP são focos de reprodução dos mosquitos do gênero *Aedes*, não são identificadas nos PMSB ações com essa finalidade.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG e aos membros do Grupo de Pesquisa em Políticas Públicas e Gestão em Saneamento da UFMG, à Equipe UFMG Projeto SanBas e à Fundação Nacional de Saúde - Funasa pelo financiamento da pesquisa.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Faria MTS, Dias AP, Gomes UAF e Moura P; **Metodologia:** Faria MTS, Ribeiro NRS, Dias AP, Gomes UAF e Moura P; **Investigação:** Faria MTS e Ribeiro NRS; **Redação - Primeira versão:** Faria MTS e Ribeiro NRS; **Redação - Revisão & Edição:** Dias AP, Gomes UAF e Moura P; Moura P.

8 REFERÊNCIAS

AGUIAR, J. E. **Estudos das características técnicas e operacionais das galerias de águas pluviais como subsídios para gestão patrimonial e estabelecimento de diretrizes para projetos de sistemas de drenagem urbana**. 2012. 279 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ALMEIDA, L. S.; COTA, A. L. S.; RODRIGUES, D. F. Saneamento, arboviroses e determinantes ambientais: impactos na saúde urbana. **Ciênc. saúde coletiva**, v. 25, n. 10, p. 3.857-3.868, 2020. <https://doi.org/10.1590/1413-812320202510.30712018>.

ANDRADE, N. F.; PRADO, E. A. J.; ALBARADO, A. J.; SOUSA, M. F.; MENDONÇA, A. V. M. Análise das campanhas de prevenção às arboviroses dengue, zika e Chikungunya do Ministério da Saúde na perspectiva da educação e comunicação em saúde. **Saúde debate**, v. 44, n. 126, p. 871-880, 2020. <https://doi.org/10.1590/0103-1104202012621>

ARANA-GUARDIA, R.; BAAK-BAAK, C.M.; LOROÑO-PINO, M.A.; MACHAIN-WILLIAMS, C.; BEATY, B.J.; EISEN, L.; GARCÍA-REJÓN, J.E. Stormwater drains and catch basins as sources for production of *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus*. **Acta Tropica**, v. 134, p. 33-42, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2014.01.011>

ARMITAGE, N. The reduction of urban litter in the stormwater drains of South Africa. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 3, p. 151 – 172, 2007. <https://doi.org/10.1080/15730620701464117>

BAPTISTA, M.B. NASCIMENTO, N.O. Aspectos Institucionais e de Financiamento dos Sistemas de Drenagem Urbana. **Revista Bra-**

sileira de Recursos Hídricos (RBRH), v. 7, n. 1, p. 29-49, 2002. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v7n1.p29-49>

BARDIN, L. **Análise de Conteúdo**. Lisboa: Edições 70, 2009. 223p.

BARSANTE, L.S.; PAIXÃO, K.S.; LAASS, K.H.; CARDOSO, R.T.N.; EL-RAS, A.E.; ACEBAL, J.L. A model to predict the population size of the dengue fever vector based on rainfall data. **Mathematical Bioscience**, v. 1, p. 1-22, 2018. <https://doi.org/10.48550/arxiv.1409.7942>

BERMUDI, P.M.M.; KOWALSKI, F.; MENZATO, M.M.; FERREIRA, M.C.; PASSOS, W.B.S.; OKU, V.J.A.; KUMOW, A.; LUCIO, T.V.F.M.; LIMA-CAMARA, T.N.; URBINATTI, P.R.; CHIARAVALLI NETO, F. Criadouro de *Aedes aegypti* em reservatório subterrâneo de água da chuva: um alerta. **Rev Saude Publica**, v. 51, n. 122, p. 1-5, 2017. <https://doi.org/10.11606/S1518-8787.2017051000087>

BRASIL. Lei Nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 2007.

BRASIL. Decreto Nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Lei Nº 14.026, de 15 de Julho de 2020. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 2020a.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Ministério das Cidades. Brasília, 2013. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao_Consehos_Resolu%C3%A7%C3%A3o_Alta_-_Capa_Atualizada.pdf>. Acesso em 02 dez. 2020.

BRASIL. Decreto Nº 10.203, de 22 de janeiro de 2020. Altera o Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 2020

BRITTO, A. L. Estudo Proposições para acelerar o avanço da política de saneamento no Brasil: Tendências atuais e visão dos agentes do setor. In: **Saneamento como política pública: um olhar a partir dos desafios do SUS** /organizado por Léo Heller. - Rio de Janeiro, RJ: Centro de Estudos Estratégicos da Fiocruz, 2018. 144 p. (Textos para Debate, 2).

CABECEIRA GRANDE. (2015). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Prefeitura Municipal de Cabeceira Grande. 2015.

CAETÉ. (2013). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos (COBRAPE). 2013.

CAIRNCROSS, S. **Surface Water Drainage for Low-income Communities**. World Health Organization Geneva, 80 p., 1991.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, S.R. **Environmental Health Engineering in the Tropics**. 3ª edição. Oxon: Editora Routledge, 2019. 365 p.

CANÇADO, V.; NASCIMENTO, N.O.; CABRAL, J.R. Cobrança pela Drenagem Urbana de Águas Pluviais: Bases Conceituais e Princípios Microeconômicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 11, n. 2, p. 15-25, 2006. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n2.p15-25>

CARANDAÍ. (2016). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Samenco Engenharia e Consultoria LTDA. 2016.

CARMO DO PARANAÍBA. (2016). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Centro Universitário de Patos de Minas (UNIPAM) e a Associação dos Municípios da Microrregião do Alto Paranaíba (AMAPAR). 2016.

CARMÓPOLIS DE MINAS. (2014). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Diefra Engenharia e Consultoria LTDA. 2014.

CASTRO, M.C.; KANAMORI, S.; KANNADY, K.; MKUDE, S.; KILLEEN, G.F.; FILLINGER, U. The Importance of Drains for the Larval Development of Lymphatic Filariasis and Malaria Vectors in Dar es Salaam, United Republic of Tanzania. **Plos Neglected Tropical Diseases**, v. 4, n. 5, p. 1-12, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000693>

COLOMBELLI, K. **Serviço público de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas: avaliação do contexto brasileiro e da adaptabilidade de práticas norte-americanas para a proposição de melhorias institucionais e financeiras**. 2018. 218 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM. **Atlas Pluviométrico do Brasil**. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Atlas-Pluviometrico-do-Brasil-1351.html> acesso em 16 de março de 2020.

CORAÇÃO DE JESUS. (2014). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Vitar Saneamento e Meio Ambiente LTDA. 2014.

CORINTO. (2014). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Instituto de Gestão de Políticas Sociais – Instituto Gesois. 2014.

DIAS, A.P. **Análise da interconexão dos sistemas de esgotos sanitário e pluvial da cidade do Rio de Janeiro: valorização das coleções hídricas sob perspectiva sistêmica**. 2003. 281 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

DIAS, A.P.; ROSSO, T.C.A. Análise dos elementos atípicos do sistema de esgoto – separador absoluto – na cidade do Rio de Janeiro.

Engevista, v. 13, n. 3, p. 177-192, 2011. <https://doi.org/10.22409/engevista.v13i3.301>

ESPOSITO, D.L.A.; FONSECA, B.A.L. Zika and chikungunya infections in Brazil: reviewing the epidemic and treatment options. **Rev Soc Bras Med Trop**, v. 49, n. 5, p. 535-536, 2016. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0428-2016>

EXTREMA. (2013). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. N S Engenharia Sanitária e Ambiental S/S LTDA. 2013.

FARIA, M.T.S.; PEREIRA, L.M.S.; DIAS, A.P.; GOMES, U.A.F.; MOURA, P.M. Panorama dos Planos Municipais de Saneamento Básico e Planos Diretores de Drenagem Urbana em municípios de pequeno porte de Minas Gerais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 185-193, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200357>

FREITAS, C. M.; XIMENES, E. F. Enchentes e saúde pública – uma questão na literatura científica recente das causas, consequências e respostas para prevenção e mitigação. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1601-1615, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600023>

GAO, Q.; WANG, F.; LV, X.; CAO, H.; SU, F.; ZHOU, J.; LENG, P. *Aedes albopictus* production in urban stormwater catch basins and manhole chambers of downtown Shanghai, China. **PLoS ONE**, v. 13, n. 8, e0201607, p. 1-19, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201607>

GOMES, C.A.B.M. **Drenagem Urbana - Análise e Proposição de Modelos de Gestão e Forma de Financiamento**. 2005. 286 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/panorama/>. Acesso em: 15 mar 2019.

LENGLER, C. **Instrumentos tributários imobiliários municipais aplicados à drenagem urbana: estudo de caso de taxa, contribuição de melhoria e benefício fiscal em Porto Alegre, RS**. 2012. 160 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional) – Faculdade de Arquitetura, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

LENGLER, C.; MENDES, C.A.B. O financiamento da manutenção e operação do sistema de drenagem urbana de águas pluviais no Brasil: taxa de drenagem. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 15, n. 1, p. 201-218, 2013. <http://dx.doi.org/10.22296/2317-1529.2013v15n1p201>

MALACACHETA. (2015). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Centro Universitário de Caratinga (UNEC) - Fundação Educacional de Caratinga (FUNEC). 2015.

MANRIQUE-SAIDE, P.; UC, V.; PRADO, C.; CARMONA, C.; VADILLO, J.; CHAN, R.; DZIB-FLOREZ, S.; CHE-MENDOZA, A.; BARRERA-PEREZ, M.; SANCHEZ, E.C.; ARREDONDO-JIMENEZ, J.I. Storm

- sewers as larval habitats for *aedes aegypti* and *culex* spp. in a neighborhood of Merida, Mexico. **Journal of the American Mosquito Control Association**, v. 28, n. 3, p. 255–257, 2012. <https://doi.org/10.2987/12-6244R.1>
- MANRIQUE-SAIDE, P.; ARISQUETA-CHABLÉ, C.; GEDED-MORENO, E.; HERRERA-BOJÓRQUEZ, J.; UC, V.; CHABLÉ-SANTOS, J.; CHE-MENDOZA, A.; SANCHEZ, E.C.; ARREDONDO-JIMENEZ, J.I.; MEDINA-BARREIRO, A. An Assessment of the Importance of Subsurface Catch Basins for *Aedes aegypti* Adult Production During the Dry Season in a Neighborhood of Merida, Mexico. **Journal of the American Mosquito Control Association**, v. 29, n. 2, p. 164–167, 2013. <https://doi.org/10.2987/12-6320R.1>
- MARAIS, M.; ARMITAGE, N. The measurement and reduction of urban litter entering stormwater drainage systems: Paper 2 – Strategies for reducing the litter in the stormwater drainage systems. **Water SA**, v. 30, n. 4, p. 483–492, 2004. <https://doi.org/10.4314/wsa.v30i4.5099>
- MARKS, S. J.; DAVIS, J. Does user participation lead to sense of ownership for rural water systems? Evidence from Kenya. **World Development**, v. 40, n. 8, p. 1569–1576, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.03.011>
- MARKS, S. J.; KOMIVES, K.; DAVIS, J. Community participation and water supply sustainability: evidence from handpump projects in rural Ghana. **Journal of Planning Education and Research**, v. 34, n. 3, p. 276–286, 2014. <https://doi.org/10.1177%2F0739456X14527620>
- MARQUES, C.E.B. **Proposta de método para a formulação de planos diretores de drenagem urbana**. 2006. 168 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- MINAS GERAIS. **Resolução SES/MG Nº 5.484**, de 17 de novembro de 2016. Estabelece normas gerais para participação, execução, acompanhamento, monitoramento e avaliação do Programa de Monitoramento das Ações de Vigilância em Saúde, no âmbito do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2016.
- MINAS GERAIS. **Resolução SES/MG Nº 6.648**, de 20 de fevereiro de 2019. Prorroga a vigência e inclui um período de monitoramento do Programa de Monitoramento das Ações de Vigilância em Saúde, nos termos da Resolução SES/MG nº 5.484, de 17 de novembro de 2016 e dá outras providências. Belo Horizonte, 2019.
- MOISÉS, M.; KLIGERMAN, D. C.; COHEN, S. C.; MONTEIRO, S. C. F. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciênc. saúde coletiva**, v.15, n.5, p. 2.581–2.591, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232010000500032>
- MOL, M.P.G.; QUEIROZ, J.T.M.; GOMES, J.; HELLER, L. Gestão adequada de resíduos sólidos como fator de proteção na ocorrência da dengue. **Rev Panam Salud Publica**, v. 44, p. 1–9, 2020. <https://doi.org/10.26633/RPSP.2020.22>
- MONTE CARMELO. (2013). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Prefeitura e Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE). 2013.
- MOURA, P. M.; BAPTISTA, M.B.; BARRAUD, S. Comparison between two methodologies for urban drainage decision aid. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 6–7, p. 493–499, 2006. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.612>
- MUTUM. (2015). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. SHS Consultoria e projetos de Engenharia LTDA. 2015.
- NASCIMENTO, N.O. CANÇADO, N. CABRAL, J.R. Estudo da Cobrança pela Drenagem Urbana de Águas Pluviais por meio da Simulação de uma Taxa de Drenagem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 11, n. 2, p. 135–157, 2006. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n2.p135-147>
- NEVES, M.G.F.P.; TUCCI, C.M.E. Gerenciamento integrado em drenagem urbana: quantificação e controle de resíduos sólidos. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. **Anais...**
- OURO BRANCO. (2011). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Fundação Arthur Bernardes (FUNARBE) e Prefeitura Municipal de Ouro Branco. 2011.
- PABBARAJU, K.; WONG, S.; GILL, K.; FONSECA, K.; TIPPLES, G.A.; TELLIER, R. Simultaneous detection of Zika, Chikungunya and Dengue viruses by amultiplex real-time RT-PCR assay. **Journal of Clinical Virology**, V. 83, P. 66–71, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jcv.2016.09.001>
- PAPLOSKI, I.A.D.; RODRIGUES, M.S.; MUGABE, V.A.; KIKUTI, M.; TAVARES, A.S.; REIS, M.G.; KITRON, U.; RIBEIRO, G.S. Storm drains as larval development and adult resting sites for *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in Salvador, Brazil. **Parasites e Vectors**, v. 9, n. 419, p. 1–8, 2016. <https://doi.org/10.1186/s13071-016-1705-0>
- PARKINSON, J. Drainage and stormwater management strategies for low-income urban communities. **Environment e Urbanization**, v. 15, n. 2, p. 115–126, 2003. <https://doi.org/10.1177/095624780301500203>
- PIRANGUINHO. (2016). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Universidade Federal de Itajubá. 2016.
- POÇO FUNDO. (2016). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Prefeitura Municipal de Poço Fundo. 2016.
- POMPÊO. C.A. Case study: Development of a state policy for sustainable urban drainage. **Urban Water**, v. 1, p. 155–160, 1999. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00003-0](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00003-0)
- PRATINHA. (2014). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. DRZ Geotecnologia e Consultoria LTDA. 2014.
- QUEIROZ, J.T.M.; SILVA, P.N.; HELLER, L. Novos pressupostos para o saneamento no controle de arboviroses no Brasil. **Cad. Saú-**

de Pública, v. 36, n. 4, e00233719, p. 1-5, 2020. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00223719>

RAUL SOARES. (2014). **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Vallenge Consultoria, Projetos e Obras LTDA. 2014.

SEIDAHMED, O.M.E.; ELTAHIR, E.A.B. A Sequence of Flushing and Drying of Breeding Habitats of *Aedes aegypti* (L.) Prior to the Low Dengue Season in Singapore. **PLoS Negl Trop Dis**, v. 10, n. 7, p. 1-13, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004842>

SILVA, R. A.; BARBOSA, J. R. A. Arboviroses e o saneamento básico: uma análise dos casos de dengue, chikungunya e zika em Natal/RN. **Sociedade e Território**, v. 32, n. 1, p. 9-29, 2020. <https://doi.org/10.21680/2177-8396.2020v32n1ID21165>.

SILVA, N. E. K.; VENTURA, M.; PARO, C. A. Potencialidades do quadro da vulnerabilidade e direitos humanos para os estudos e as práticas de prevenção às arboviroses. **Cad. Saúde Pública**, v. 36, n. 9, e. 00213119, 2020. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00213119>

SOUZA, C.M.N. **Carência ou precariedade dos serviços de drenagem urbana e ocorrência de doenças de importância para a saúde pública – contribuição ao estabelecimento de modelo causal**. 2001. 147 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

SOUZA, R.L.; MUGABE, V.A.; PAPLOSKI, I.A.D.; RODRIGUES, M.S.; MOREIRA, P.S.S.; NASCIMENTO, L.C.J.; ROUNDY, C.M.; WEAVER,

S.C.; REIS, M.G.; KITRON, U.; RIBEIRO, G.S. Effect of an intervention in storm drains to prevent *Aedes aegypti* reproduction in Salvador, Brazil. **Parasites e Vectors**, v. 10, n. 328, p. 1-6, 2017. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2266-6>

TEIXEIRA, J. C.; OLIVEIRA, G. S.; VIALI, A. M.; MUNIZ, S. S. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.1, p. 87-96, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000100010>

TUCCI, C.E.M. Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepção. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 2, n. 2, p. 5-12, 1997.

VALDELFENER, M.; BARRAUD, S.; SIBEUD, E.; BACOT, L.; PERRIN, Y.; JOURDAIN, F.; MARMONIER, P. Do Sustainable Drainage Systems favour mosquito proliferation in cities compared to stormwater networks? **Urban Water Journal**, p. 1-9, 2018. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1523442>

VALLA, V.V. Sobre participação popular: uma questão de perspectiva. **Cad. Saúde Pública**, v. 14, sup. 2, p. 7-18, 1988. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X1998000600002>

WALLERSTEIN, N.; DURAN, B. Community-based participatory research contributions to intervention research: the intersection of science and practice to improve health equity. **American Journal of Public Health**, v. 100, n. Suppl. 1, p. 40-46, 2010. <https://ajph.aphapublications.org/doi/10.2105/AJPH.2009.184036>

Vírus em esgoto: monitoramento como uma ferramenta de predição epidemiológica no saneamento ambiental. Um estudo de caso do SARS-CoV-2

Viruses in sewage: monitoring as an epidemiologic prediction tool in environmental sanitation. A SARS-CoV-2 case study

• **Data de entrada:**
20/04/2022
• **Data de aprovação:**
11/10/2022

Marina Santos Ázara¹ | Rodolfo Appoloni Crippa¹ | Laís Miguelina Marçal da Silva¹ |
Juliano Curi de Siqueira^{1*} | Bruna Coelho Lopes² | Ana Maria Moreira Batista³ |
Luciene Alves Batista Siniscalchi¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.057>

ORCID ID

Ázara MS  <https://orcid.org/0000-0002-2056-5709>
Crippa RA  <https://orcid.org/0000-0002-8609-3302>
Silva LMM  <https://orcid.org/0000-0002-6366-810X>

Siqueira JC  <https://orcid.org/0000-0002-6346-8917>
Lopes BC  <https://orcid.org/0000-0002-6673-0191>
Batista AMM  <https://orcid.org/0000-0002-9836-267X>
Siniscalchi LAB  <https://orcid.org/0000-0001-7892-0112>

Resumo

O esgoto contém grande diversidade de microrganismos, incluindo patógenos como os vírus, sendo, portanto, um meio propício para identificação da circulação de doenças infectocontagiosas – técnica conhecida como wastewater-based epidemiology (WBE). A WBE se mostra uma poderosa ferramenta de saúde pública para rastrear e sinalizar a situação epidemiológica da população, visto que as partículas virais do SARS-CoV-2 podem ser expelidas nas fezes e urina dos contaminados antes mesmo do surgimento de sintomas e do diagnóstico clínico de COVID-19. Este estudo apresenta uma revisão de literatura sobre a presença de SARS-CoV-2 e outros vírus no esgoto doméstico e as possibilidades de remoção em estações de tratamento de esgoto (ETEs) convencionais e avançadas, bem como as técnicas de concentração e detecção em amostras ambientais. Ao final do artigo, foi apresentada uma análise econômica da aplicabilidade da WBE como instrumento de predição epidemiológica da COVID-19 em um município brasileiro.

Palavras-chave: Água residuária doméstica. Novo coronavírus. Pandemia de COVID-19. Monitoramento epidemiológico do esgoto. Virologia.

Abstract

Sewage contains a wide diversity of microorganisms, including pathogens such as viruses; therefore, it is a suitable medium for identifying the circulation of infectious diseases – a technique known as wastewater-based epidemiology (WBE). WBE is proving to be a powerful public health tool to track and indicate the population's epidemiological status, given that the viral particles of the SARS-CoV-2 may be released via feces and urine from those infected even before the onset of symptoms and clinical diagnosis of COVID-19. This study presents a literature review on the presence of SARS-CoV-2 and other viruses in sewage and the possibilities of removal in conventional and advanced sewage

¹ Universidade Federal de Lavras (UFLA) – Lavras – Minas Gerais – Brasil.

² Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil.

³ Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) – João Monlevade – Minas Gerais – Brasil.

* **Autor correspondente:** julianocuri2015@gmail.com.

treatment plants (STPs), as well as concentration and detection techniques from environmental samples. At the end of the article, we presented an economic analysis of the applicability of WBE as a tool for epidemiological prediction of COVID-19 in a Brazilian municipality.

Keywords: Domestic wastewater. New coronavirus. COVID-19 pandemic. Wastewater-based epidemiology. Virology.

1 INTRODUÇÃO

Com o início da pandemia de COVID-19 pelo novo coronavírus (SARS-CoV-2) em 2020, o monitoramento de vírus em estações de tratamento de esgoto (ETEs) tem ganhado força, uma vez que pode funcionar como forma de avaliar o potencial de transmissão, exposição, ocorrência e os possíveis impactos na saúde da população. Nessa perspectiva, as águas residuárias podem ser utilizadas como ferramentas de dados epidemiológicos, os quais podem dar suporte à criação e manutenção de medidas de mitigação de doenças infecciosas, como, por exemplo, a Iniciativa Global de Erradicação da Poliomielite (ASGHAR et al., 2014; ALI et al., 2021; LAHRICH et al., 2021).

Além do excesso de nutrientes e de material orgânico, as águas residuárias também apresentam em sua constituição uma grande variabilidade microbiológica, englobando vírus patogênicos humanos e zoonóticos (WANG et al., 2018). Esses patógenos entram nas redes coletoras de esgoto, pois estão presentes nas fezes e urina de humanos e animais, podendo-se citar os vírus causadores de hepatite A, poliovírus, rotavírus, adenovírus, coronavírus, dentre outros. Esses patógenos podem ser excretados inclusive na forma infecciosa, podendo causar contaminação e doenças. Por outro lado, se excretados na sua forma inativa ou apenas o material genético, não possuem potencial de infecção. Entretanto, as ETEs, em sua grande maioria, não são projetadas para a remoção de tais organismos (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005; PRADO et al., 2011; MACHADO et al., 2020; ROLLEMBERG et al., 2020).

A capacidade de sobrevivência dos vírus fora do corpo humano pode ser denominada como persistência ambiental, isto é, quanto maior for o tempo de sobrevivência do vírus, maiores são as chances de infecção (LAHRICH et al., 2021). Esse quesito está intimamente ligado às características do meio, como temperatura, umidade, pH, luz solar e o tipo de superfície (RZEŽUTKA; COOK, 2004; ROMERO et al., 2011; THEVENIN et al., 2013; ROLLEMBERG et al., 2020). Em relação à persistência em meios líquidos, de acordo com Oliveira et al. (2021), o SARS-CoV-2 é inativado em até 6,4 dias em contato com águas superficiais e em até 4 dias em esgoto, ambos a 24 °C. No entanto, pesquisas adicionais com o intuito de investigar a possibilidade de infecção humana por meio de águas contaminadas são necessárias (ELSAMADONY et al., 2021; TRAN et al., 2021). Ademais, o esgoto doméstico apresenta elevada variabilidade de características físicas, químicas e biológicas, o que pode influenciar no tempo de sobrevivência do vírus.

Os primeiros resultados que relataram a presença do material genético do SARS-CoV-2 em esgoto foram reportados na Holanda (MEDEMA et al., 2020), promovendo a execução de análises e estudos em outros países, como Israel (BAR-OR et al., 2020), Austrália (AHMED et al., 2020a), Turquia (KOCAMEMI et al., 2020), França (WURTZER et al., 2020), dentre outros. As pesquisas realizadas constatarem uma linha de tendência entre a quantidade de genomas virais detectados no esgoto com o número de infectados. Logo, quanto maior o número de infecções, maior é a carga viral presente em ETEs – a concentração viral pode

chegar a aproximadamente 105 microrganismos por grama de fezes e 100 microrganismos a cada 100 mL de esgoto (ROLLEMBERG et al., 2020; WU et al., 2020a; ZHANG et al., 2020). Outros estudos reportaram a presença do RNA do SARS-CoV-2 em amostras de fezes de pacientes que já estavam curados (HOLSHUE et al., 2020; XIAO et al., 2020). Apesar de estudos alertarem sobre o potencial de transmissão secundária através do esgoto (LIU et al., 2020; DHAMA et al., 2021; GHOLIPOUR et al., 2021; CHU et al., 2022), é importante ressaltar que a presença do material genético do novo coronavírus nas fezes humanas ou no esgoto não sugere necessariamente a transmissão ou infecção (ALI et al., 2021; LAHRICH et al., 2021).

Em relação aos testes diagnósticos individuais para COVID-19, devido ao custo elevado para realizar a testagem em massa – cada teste pode chegar a custar mais de US\$ 200 nos EUA (DU et al., 2021; KURANI et al., 2021) –, há dificuldade no rastreamento das rotas de contaminação do novo coronavírus em uma população (LAHRICH et al., 2021). Além disso, existe a possibilidade de ocorrência de resultados falsos negativos para a doença, principalmente em pessoas assintomáticas ou que apresentem baixa carga viral no organismo (WOLOSHIN et al., 2020; KANJI et al., 2021). Por isso, é fundamental a adoção de métodos alternativos e ao mesmo tempo eficazes para o monitoramento do SARS-CoV-2, permitindo assim uma tomada de decisão célere e pausada numa testagem “massiva” da população.

Uma vez que as partículas virais do novo coronavírus podem ser expelidas nas fezes e urina dos contaminados antes mesmo do surgimento de sintomas e do diagnóstico clínico de COVID-19, os dados obtidos durante a análise desses vírus em águas residuárias podem ser utilizados como indicadores úteis, permitindo a adoção de me-

didadas que visem à diminuição de casos de contaminação pelas autoridades sanitárias. A partir do monitoramento epidemiológico de esgoto (do inglês *wastewater-based epidemiology* (WBE)), é possível avaliar a circulação do SARS-CoV-2 entre as populações, além de a técnica desempenhar a função de monitoramento precoce, antecipando e alertando um aumento súbito de incidência de casos de COVID-19 numa determinada localidade (LODDER; DE RODA HUSMAN, 2020; SIMS; KASPRZYK-HORDERN, 2020).

Países emergentes, como o Brasil, muitas vezes não contam com redes coletoras de esgoto abrangentes em suas cidades ou municípios, o que seria fundamental para uma avaliação epidemiológica precisa. Desse modo, investimentos nos sistemas de saneamento básico urbanos podem ser traduzidos em novas possibilidades de acompanhamento e monitoramento da saúde pública da população. Portanto, estudos que apontam os benefícios da WBE são essenciais para incentivar e nortear projetos de implementação da ferramenta pelos órgãos sanitários e de saúde responsáveis.

Com base nesse contexto, este artigo apresenta uma revisão de literatura sobre a presença de SARS-CoV-2 e outros vírus em esgotos domésticos e as técnicas de inativação/remoção desses patógenos nas ETEs (Fig. 1), bem como os métodos de concentração viral em amostras de esgoto e detecção/quantificação para análise do material genético. Ao final, foi proposto um estudo de caso acerca dos principais benefícios e desafios no que se refere à inserção do monitoramento do SARS-CoV-2 em esgotos como forma de predição da COVID-19 em um município brasileiro, com foco na comparação financeira entre a testagem individual da população e o monitoramento do esgoto bruto em pontos estratégicos de amostragem.



Figura 1 - Rota do SARS-CoV-2 nas ETEs e as vias de transmissão de doenças de veiculação hídrica. A WBE é uma ferramenta epidemiológica de baixo custo que pode fornecer suporte para o monitoramento precoce dos casos de COVID-19

Fonte: Elaboração própria.

2 VÍRUS NO ESGOTO

Vírus são partículas pequenas ($< 0,2 \mu\text{m}$) compostas por material proteico (DNA, RNA ou ambos) com capacidade de infectar organismos vivos. São considerados parasitas intracelulares obrigatórios, ou seja, a replicação desses microrganismos depende do controle da capacidade de autorreprodução da célula. O material genético do vírus está sempre envolto por uma cápsula proteica (capsídeo), formando o nucleocapsídeo. Alguns vírus são formados apenas por nucleocapsídeo, enquanto outros possuem ainda um envoltório ou envelope externo. Esses últimos são denominados vírus encapsulados ou envelopados (GELDERBLUM, 1996).

Os vírus são partículas coloidais que apresentam cargas elétricas em sua superfície, podendo ser adsorvidos a partículas presentes em diferentes tipos de ambientes. A interação que ocorre entre os vírus e as partículas sólidas é relevante para o entendimento do comportamento desses parasitas, proporcionando dados importantes para a adoção de técnicas que visem à sua eliminação (LAHRICH et al., 2021). Alguns estudos demonstraram que os vírus envelopados têm uma capacidade maior de adsorção a frações sólidas quando comparados com os vírus não envelopados, sendo que os sólidos suspensos podem auxiliar na proteção dos vírus

contra a inativação (GUNDY et al., 2009; SCHAR et al., 2013; BARRETT et al., 2016; YE et al., 2016; RUSIÑOL et al., 2020).

Muitos países destinam as águas residuárias brutas ou tratadas para a fertirrigação e lodos/biossólidos gerados durante o tratamento como fertilizantes em seus campos agrícolas. No Brasil, por exemplo, há normatizações que definem critérios e procedimentos para uma aplicação segura de tais práticas, tais como as resoluções CONAMA nº 498/2020 e nº 503/2021 (BRASIL, 2020; 2021). No entanto, os patógenos que estão presentes nesses subprodutos líquidos ou sólidos são depositados diretamente na espécie vegetal e no solo, podendo-se gerar um risco para a saúde pública e para o meio ambiente caso lançados em desconformidade com os órgãos sanitários responsáveis (LAHRICH et al., 2021).

Dentre os patógenos encontrados no esgoto ou em lodos/biossólidos, os vírus entéricos demandam atenção em virtude da resistência a diferentes condições ambientais. A inexistência de camada lipídica externa e estrutura de simetria icosaédrica são características preponderantes que conferem aos vírus entéricos boa adaptabilidade e persistência por longos períodos quando submetidos a baixas temperaturas e a uma ampla faixa de pH (3,0–10,0) (KOCWA-HALUCH,

2001; THONGPRACHUM et al., 2018). Ademais, há em sua superfície a presença de proteínas S devidamente ancoradas, tendo como principal objetivo a proteção da infectividade do vírus (YE et al., 2016; ROLLEMBERG et al., 2020). Eventualmente, caso essas proteínas sejam alteradas, a infectividade e sobrevivência podem ser extintas (LAHRICH et al., 2021). Segundo Kosarewicz et al. (1999), a infectividade de *Poliovirus*, *Coxsackievirus* e *Echovirus* foi mantida por até 6 meses sob temperaturas de 4 a 10 °C.

Vírus entéricos provocam doenças graves, causando uma série de sintomas intestinais, respiratórios, conjuntivos e também acarretam infecções hepáticas (KITAJIMA et al., 2020). Pertencentes a diversas classes taxonômicas, eles se apresentam em grandes concentrações no esgoto e, caso não haja saneamento básico apropriado ou um sistema de tratamento que remova ou inative totalmente esses microrganismos, o risco de infecções por transmissão fecal-oral é potencializado (PRADO; MIAGOSTOVICH, 2014). Os principais vírus causadores de doenças de veiculação hídrica – por transmissão fecal-oral – são os vírus de hepatite A, vírus da poliomielite, vírus *Norwalk*, rotavírus, astrovírus, parvovírus, adenovírus e calcivírus (LAVERICK et al., 2004; HELLMÉR et al., 2014; WANG et al., 2018).

As famílias de vírus entéricos usualmente reportadas na literatura por meio de monitoramentos epidemiológicos são Astroviridae, Caliciviridae, Hepeviridae, Papillomaviridae, Picobirnaviridae, Picornaviridae, Reoviridae, Adenoviridae, Anelloviridae e Parvoviridae (YANG et al., 2021). Com relação aos gêneros, os de recorrente detecção no esgoto são *Norovirus*, *Hepatovirus*, *Hepevirus*, *Alphatorquevirus*, *Adenovirus*, *Astrovirus*, *Sapovirus*, *Bocavirus*, *Parechovirus*, *Enterovirus*, *Salivirus*, *Rotavirus*, *Kobuvirus* e *Polyomavirus* (CASAS; SUNÉN, 2002; KAMEL et al., 2011; PRADO; MIAGOSTOVICH, 2014; IBRAHIM et al., 2017; THON-

PRACHUM et al., 2018; DI PROFIO et al., 2019; LEVICAN et al., 2019).

O esgoto bruto contém, além dos vírus entéricos, microrganismos de todos os domínios filogenéticos e também outros tipos de vírus (mimivírus, coronavírus, reovírus e poliovírus) (CHATTERJEE et al., 2016; DI PROFIO et al., 2019; ALI et al., 2021). A baixa eficiência de remoção de patógenos nas ETEs convencionais, as quais não são projetadas para esse propósito em particular (ver detalhes na Seção 3), somada ao alto potencial de bioacumulação desses microrganismos, fizeram com que a comunidade científica voltasse a atenção para patógenos específicos com alto impacto socioambiental, os denominados patógenos emergentes.

Ao final de 2019, o grupo de patógenos emergentes ganhou mais um integrante de destaque, o *Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus 2* (SARS-CoV-2, também chamado de novo coronavírus), que é um vírus envelopado, com genoma constituído de fita simples de RNA, e que pode causar infecção respiratória aguda denominada COVID-19 (HU et al., 2021). Apresenta similaridade genética com o SARS-CoV – aproximadamente 82% – e ambos são integrantes da família Coronaviridae e do gênero β (CHAN et al., 2020; FORSTER et al., 2020; ROLLEMBERG et al., 2020; WAN et al., 2020).

A principal forma de contaminação pelo novo coronavírus ocorre a partir da inalação de partículas virais provenientes de espirros e tosses (WHO, 2020b; LAHRICH et al., 2021). É possível que haja ainda a contaminação por fômites e mãos, principalmente por meio de contatos pessoais e com objetos ou superfícies contaminadas, apesar de o risco ser consideravelmente mais baixo se comparado à contaminação pela via respiratória (CDC, 2021; GONÇALVES et al., 2021; CHU et al., 2022). O SARS-CoV-2 invade as células humanas através da enzima conversora de angiotensina 2

(ACE2, do inglês *angiotensin-converting enzyme 2*), que funciona como receptor. Essas enzimas estão localizadas no epitélio respiratório inferior e nas células da mucosa do intestino delgado do corpo humano (CESPEDES; SOUZA, 2020).

Diferentemente das doenças de veiculação hídrica tradicionais, o novo coronavírus pode ser introduzido no esgoto, além das vias fecais e urinárias, por secreções respiratórias de indivíduos contaminados (WANG et al., 2018; ALI et al., 2021). Rapidamente, esse vírus de RNA se espalhou e pôde ser detectado no esgoto de países como Austrália, China, França, Japão, Itália, Espanha, Holanda, EUA, Turquia, Índia, Arábia Saudita, Cazaquistão e Brasil (BHATT et al., 2020; COLLIVIGNARELLI et al., 2020). Apesar da via de transmissão prioritária do vírus ocorrer por meio de gotículas respiratórias e do contato com pessoas/objetos contaminados, estudos alertam sobre o potencial de transmissão secundária através do esgoto (LIU et al., 2020; DHAMA et al., 2021). Contudo, cabe ressaltar que a presença do material genético de SARS-CoV-2 no esgoto não sugere necessariamente a viabilidade de transmissão ou infecção humana (ALI et al., 2021; LAHRICH et al., 2021).

A sobrevivência dos coronavírus em água e esgotos depende de vários parâmetros, tais como temperatura, pH, tempo de retenção, matéria orgânica, exposição à luz e presença de organismos aeróbios (ACHAK et al., 2021; FOLADORI et al., 2022). Em geral, em áreas sob maior exposição à luz e temperaturas mais elevadas, a capacidade de sobrevivência de vírus envelopados diminui. Além disso, em comparação aos vírus não envelopados, são mais susceptíveis à inativação em esgotos, haja vista a presença de solventes, detergentes e desinfetantes no meio, substâncias que podem comprometer rapidamente o envelope lipídico ou as proteínas que constituem a camada superficial desses organismos (CASA-

NOVA et al., 2009; WIGGINTON et al., 2015; YE et al., 2016; CORPUZ et al., 2020).

Em contrapartida, a matéria orgânica em suspensão pode fornecer a esses microrganismos abrigo contra a luz, afetar o comportamento de sedimentação e influenciar o coeficiente de difusão viral, resultando, potencialmente, na formação de aglomerados virais (CORPUZ et al., 2020; ACHAK et al., 2021). Wang et al. (2005) avaliaram a persistência do SARS-CoV em fezes, urina, esgoto e água residuária hospitalar, e os resultados demonstraram que o vírus persistiu por dois dias nas águas residuárias (hospitalar e doméstica), três dias nas fezes e dezessete dias em amostras de urina a 20 °C. No entanto, a 4 °C, o SARS-CoV persistiu por até quatorze dias nos efluentes avaliados e cerca de dezessete dias na urina (WANG et al., 2005). Quanto ao SARS-CoV-2, esse vírus tem se mostrado estável numa ampla faixa de pH (de 3 a 10), o que pode favorecer também sua sobrevivência em esgotos (BHATT et al., 2020; CORPUZ et al., 2020).

Sob essa ótica, as ETEs podem ser potenciais pontos de disseminação de SARS-CoV-2. As tubulações de coleta e transporte de esgoto conduzem os microrganismos presentes na água residuária às ETEs, podendo ocorrer a liberação de gases gerados em algumas etapas do processo de depuração, além da movimentação turbulenta do esgoto nas tubulações. Os aerossóis gerados podem conter microrganismos patogênicos que, caso ativos, representam riscos à saúde humana (KITAJIMA et al., 2020; GWENZI, 2021). Dessa forma, os operadores das ETEs possuem maiores chances de contaminação, uma vez que estão diretamente expostos aos patógenos presentes no ar (GORMLEY et al., 2020; ROLLEMBERG et al., 2020; ELSAMADONY et al., 2021; THAKUR et al., 2021).

Gholipour et al. (2021), por exemplo, detectaram a presença de RNA de SARS-CoV-2 em 40% das amostras de ar coletadas em ETEs de Isfahan, Irã,

ao longo de períodos de pico de contaminação de COVID-19 pela população local. Ademais, os autores estimaram um risco de infecção relativamente alto de até $2,3 \times 10^{-2}$ por pessoa por ano (GHOLIPOUR et al., 2021). Portanto, ainda que o potencial infectivo dos aerossóis dispersados nas etapas de tratamento não seja um consenso científico, as ETEs devem ser consideradas como prováveis fontes de transmissão secundária de SARS-CoV-2 (ARSLAN et al., 2020; HAJI ALI et al., 2021; GHOLIPOUR et al., 2021; CHU et al., 2022).

3 MECANISMOS DE REMOÇÃO NO TRATAMENTO CONVENCIONAL E AVANÇADO DE ESGOTO

Os processos convencionais de tratamento de esgoto apresentam uma baixa eficiência quanto à remoção de organismos patogênicos, uma vez que as ETEs tradicionais não são projetadas especificamente para esse fim (BHATT et al., 2020). No Brasil, a maior parte das ETEs atingem até o nível secundário de tratamento, no qual predominam mecanismos biológicos de remoção de poluentes e objetiva-se principalmente a remoção de matéria orgânica e, em menor quantidade, nutrientes (VON SPERLING, 2014).

Normalmente, os níveis primário e secundário de tratamento não são eficientes para remoção de vírus em esgoto, seja pela impossibilidade de separação física entre as partículas virais e a fase líquida, seja pela dificuldade de desnaturação de genomas virais e proteínas extracelulares (LI et al., 2022). Por outro lado, uma redução significativa de carga viral pode ser alcançada em sistemas terciários ou avançados de tratamento (JORDÃO; PESSÔA, 2016; LI et al., 2022).

Nesse sentido, diferentes técnicas têm sido aplicadas para a remoção de SARS-CoV-2 do esgoto, incluindo processos físicos, como sedimentação e filtração em membranas; e químicos e bioquímicos que resultam na inativação do vírus, como

desinfecção por radiação ultravioleta (UV) ou agentes oxidantes como cloro e ozônio, e degradação enzimática (ZHANG et al., 2021). Outras tecnologias efetivas na remoção de SARS-CoV-2 do esgoto incluem filtração por osmose reversa, adsorção em carvão ativado, coagulação-floculação à base de zircônio, quitosana ou cloreto de polialumínio, e oxidação por UV/H₂O₂ ou foto-Fenton (ACHAK et al., 2021; ESPINOSA et al., 2021; LI et al., 2022).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) indica que processos de desinfecção simples como a cloração podem inativar rapidamente o SARS-CoV-2 (WHO, 2020a). Wang et al. (2020), por exemplo, sugeriram que as tecnologias de desinfecção adotadas durante a epidemia de SARS (2002–2004) poderiam ser usadas como referência para a inativação do SARS-CoV-2 em efluentes hospitalares, devido às semelhanças entre o SARS-CoV e o SARS-CoV-2. Os vírus SARS podem ser inativados em exposição a pelo menos 0,5 mg L⁻¹ de cloro livre residual ou de 2,19 mg L⁻¹ de dióxido de cloro residual durante 30 minutos a 20 °C (ACHAK et al., 2021).

Em outra perspectiva, a aplicação do processo de ozonização na desinfecção tem se mostrado uma alternativa eficiente para a remoção de vírus em tratamentos de água e esgotos (KIM et al., 1999; FERREIRA FILHO, 2017). Isso porque o ozônio é um agente oxidante extremamente reativo, que pode provocar uma mudança na conformação das proteínas do capsídeo viral, promovendo a lise do envoltório proteico (SHANNON et al., 2008). Como o envelope viral é vulnerável à oxidação química, a inativação do SARS-CoV-2 por ozonização também pode ser mais eficiente do que em vírus entéricos (KUMAR et al., 2021a). Apesar da elevada eficiência, a sua aplicação em tratamento de esgotos é menos usual por tornar o sistema de tratamento consideravelmente mais oneroso (VON SPERLING, 2014; BHATT et al., 2020).

Quanto à avaliação de sistemas de tratamento em escala plena, Arora et al. (2020) avaliaram sistemas de tratamento biológicos seguidos ou não por tratamento terciário na remoção de SARS-CoV-2 em ETEs municipais de diversas localidades de Jaipur, Índia, sendo eles: reator de biofilme de leito móvel seguido de desinfecção por cloro ou UV e reator de sequenciamento em lote seguido ou não por desinfecção com cloro. Os sistemas avaliados se mostraram eficientes na remoção de RNA de SARS-CoV-2 em efluentes sanitários terciários, uma vez que, diferentemente dos esgotos não tratados, houve redução de partículas virais abaixo do limite de detecção. O estudo destacou a eficácia do hipoclorito de sódio, bem como de outros compostos à base de cloro, na inativação ou atenuação do SARS-CoV-2, que apresentou sucesso na desestabilização do envelope viral (ARORA et al., 2020).

Kumar et al. (2021b) também verificaram a redução de RNA de SARS-CoV-2 abaixo do limite de quantificação em esgoto pós-tratado por uma ETE municipal de Ahmedabad, Índia, composta por tratamento primário, seguido de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (*upflow anaerobic sludge blanket* (UASB)), tanque de aeração e lagoa de polimento. Foi observada diminuição gradual do vírus ao longo das unidades, indicando que algumas configurações de sistemas de tratamento convencionais podem ser eficientes na remoção de SARS-CoV-2 de esgoto, como reatores UASB, com reduções de pelo menos 1,3 log. O estudo apontou ainda que o reator UASB avaliado, operando com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 d, aumentou a deterioração da carga genética de SARS-CoV-2 em pelo menos 1,3 log (KUMAR et al., 2021).

Em contraste, Foladori et al. (2022) verificaram reduções em cargas de CoVs e SARS-CoV-2 de, no máximo, 1,0 log (~90%) em sistemas de lodos ativados convencionais. Desse modo, os autores destacaram a necessidade de um tratamento

terciário após esses sistemas para potencializar a remoção desses vírus (FOLADORI et al., 2022). Em outra pesquisa, Serra-Compte et al. (2021) avaliaram 16 ETEs (8 na França e 8 na Espanha), compostas por unidades primárias, secundárias (sistemas de lodos ativados e biorreatores de membrana) e algumas com tratamento terciário (como micro e ultrafiltração, desinfecção com UV e cloração). A configuração das ETEs contendo tratamento primário e secundário eliminou 76,7% do RNA de SARS-CoV-2. Dessa remoção, uma parte significativa foi atribuída ao tratamento primário que obteve remoção de 60%. Enquanto isso, nas ETEs com unidades terciárias, não houve detecção de RNA de SARS-CoV-2 no efluente (SERRA-COMPTE et al., 2021).

Paralelamente, Wang et al. (2022a) avaliaram a remoção de SARS-CoV-2 em uma ETE no Japão composta por três sistemas paralelos seguidos por cloração (lodos ativados, reator anaeróbio-anóxico-óxico (A2O) e biorreator de membrana). Houve reduções de SARS-CoV-2 de $2,7 \pm 0,86$ log no sistema de lodos ativados; $1,6 \pm 0,50$ log no A2O; e $3,6 \pm 0,62$ log no biorreator de membrana. Durante o período de amostragem, foi observado um desempenho mais estável do biorreator de membrana na remoção do vírus. No efluente final de todas as unidades, após a cloração, a carga de RNA do SARS-CoV-2 ficou abaixo do limite de detecção (10 cópias L⁻¹) (WANG et al., 2022a).

Outras técnicas para remoção do SARS-CoV-2 em esgotos também têm sido exploradas como, por exemplo, a fitorremediação. A fitorremediação envolve a utilização de micro ou macroalgas na remoção de contaminantes presentes em resíduos sólidos, líquidos ou gasosos (BHATT et al., 2020). Nesse aspecto, Zhang et al. (2021) investigaram a remoção de SARS-Cov-2 em um sistema biohíbrido composto por microrrobôs ativos associados a algas e verificaram remoção de 95% da proteína de pico viral do SARS-CoV-2, além de 89% de re-

moção de pseudovírus. Esses resultados sugerem que algas funcionalizadas podem ser promissoras na remoção de vírus em esgotos.

Outro ponto que deve ser destacado é a afinidade observada entre o SARS-CoV-2 e biossólidos ou lodos de sistemas de tratamento de esgoto. Isso porque vírus envelopados, em virtude da bicamada lipídica que circunda o capsídeo proteico, apresentam maior tendência de se adsorverem em partículas sólidas e/ou coloidais (CORPUZ et al., 2020; ESPINOSA et al., 2021; PECCIA et al., 2020). De acordo com Balboa et al. (2021), foram observadas uma maior concentração viral e uma maior estabilidade de SARS-CoV-2 em lodos primários e/ou espessados do que em relação aos resultados verificados no efluente líquido. Desse modo, há indicativos de que lodos e/ou biossólidos também podem ser utilizados no monitoramento da incidência de COVID-19.

Quanto às técnicas de tratamento de resíduos sólidos provenientes de ETEs, Foladori et al. (2022) relataram que a aplicação de digestão anaeróbia sob condições termofílicas (~55 °C) pode inativar significativamente os CoVs e SARS-CoV-2 de lodos/biossólidos. Em contrapartida, sistemas anaeróbios operando sob temperaturas mesofílicas (33–37 °C), assim como técnicas como espessamento, não se mostraram eficientes para este fim (SERRA-COMPTE et al., 2021; FOLADORI et al., 2022). De forma a atingir a eliminação completa de SARS-CoV-2 de lodos/biossólidos tratados em reatores anaeróbios mesofílicos, a aplicação prévia do processo de hidrólise térmica tem garantido resultados satisfatórios (BALBOA et al., 2021; SERRA-COMPTE et al., 2021).

4 TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO/ CONCENTRAÇÃO

A tipologia da matriz amostral implica em adequações nos métodos analíticos de detecção

e quantificação de patógenos. Em comparação com outras amostras ambientais, o esgoto afluente às ETEs apresenta turbidez superior e maiores concentrações de vírus, sólidos suspensos, matéria orgânica, ácidos húmicos e metais pesados, o que pode interferir na precisão das técnicas, tais como as de base molecular (CORPUZ et al., 2020; WANG et al., 2022b).

Atualmente, a maior parte dos métodos utilizados para concentração de vírus em águas residuárias não é aplicável a grandes volumes de amostra, tendo em vista a baixa concentração viral, a *co-concentration* de inibidores da Polymerase Chain Reaction (PCR, ou reação em cadeia da polimerase), a presença de sólidos suspensos, além dos custos e logística (CUEVAS-FERRANDO et al., 2021). Ainda assim, autores como McMinn et al. (2021), por exemplo, têm direcionado suas pesquisas no sentido de validar métodos de concentração em larga escala e obtido resultados promissores.

No intuito de concentrar os vírus em volumes adequados aos métodos de detecção (ver Seção 5) e amenizar as interferências ambientais, faz-se necessária a aplicação de etapas de concentração com a utilização de métodos primários e secundários, os quais permitem a detecção de fragmentos moleculares de material genético viral (DNA ou RNA) na amostra de esgoto. O emprego de técnicas que garantam eficientes taxas de recuperação viral é essencial para viabilizar, por exemplo, uma aplicação precisa e bem-sucedida da WBE, ferramenta de vigilância epidemiológica que será discutida e analisada na Seção 6.

De acordo com a literatura, os métodos de concentração e recuperação costumam ser problemáticos, podendo causar perda considerável de partículas virais durante a execução da técnica (RUSIÑOL et al., 2020). Somado a isso, alguns microrganismos não conseguem ser avaliados adequadamente em vista de sua estru-

tura, a exemplo dos vírus envelopados (como o SARS-CoV-2), sendo necessária a utilização de substitutos entéricos para os quais já existem métodos validados (IBRAHIM et al., 2022; HAO et al., 2022; ZAMHURI et al., 2022).

Os métodos de concentração de vírus mais aplicados a amostras de águas superficiais são: filtração em membrana eletronegativa, precipitação com polietilenoglicol (PEG), ultrafiltração e ultracentrifugação (BOFILL-MAS; RUSIÑOL, 2020; MORESCO et al., 2022). Como exemplo, Fonseca et al. (2022) avaliaram quatro metodologias distintas (membrana eletronegativa + $MgCl_2$, precipitação com $Al(OH)_3$, precipitação com PEG e ultrafiltração) combinadas com centrifugação ou filtração prévias e obtiveram eficiências de concentração de SARS-CoV-2 entre 2,4–100% em amostras de águas superficiais e 3,5–100% em águas residuárias.

Para águas residuárias, a floculação por adição de cloreto/hidróxido de magnésio ou alumínio associada à precipitação com PEG e adsorção em membrana eletropositiva/eletronegativa tem sido uma combinação de técnicas amplamente aplicada (CALGUA et al., 2013; BOFILL-MAS; RUSIÑOL, 2020; CORPUZ et al., 2020; CUEVAS-FERRANDO et al., 2021; ZHENG et al., 2022; ZAMHURI et al., 2022; TORII et al., 2022). Outros estudos combinam a precipitação com PEG com técnicas como filtração em lã de vidro, ultrafiltração, filtração eletropositiva/eletronegativa ou ultracentrifugação para recuperação de material genético de SARS-CoV-2 em amostras de água e fezes humanas (CUEVAS-FERRANDO et al., 2021; TORII et al., 2022.; WANG et al., 2022b). Na Tabela 1 são apresentadas algumas das técnicas mais comuns de concentração de vírus em águas residuárias, bem como as ta-

xas de recuperação reportadas em pesquisas e revisões previamente realizadas.

Uma das técnicas comumente utilizadas atualmente para recuperação de vírus em amostras ambientais é a filtração em membrana eletro-negativa. A aplicação desse método, além de ser considerada de baixo custo e de elevada eficiência, permite a passagem de grandes volumes de líquido com alta turbidez pelo filtro antes de colmatá-lo, sendo especialmente indicada para amostras de esgoto doméstico. Em contrapartida, Cashdollar e Wymer (2013) apontam a necessidade de pré-filtração da amostra como principal desvantagem do método.

Sob a premissa da facilidade de padronização, processamento simultâneo de amostras em massa e aperfeiçoamento da precisão dos métodos analíticos, novas técnicas consideradas promissoras são desenvolvidas, tais como filtração/cromatografia monolítica e novos métodos de ultrafiltração, ultracentrifugação e eluição em tampão glicina seguida de floculação orgânica em leite desnatado (CALGUA et al., 2013; BOFILL-MAS; RUSIÑOL, 2020; AHMED et al., 2021a, PHILO et al., 2021; ZHENG et al., 2022).

Embora a metodologia PEG tenha apresentado resultados acima de 50% na recuperação do SARS-CoV-2 em amostras de esgoto doméstico não tratado (Tabela 1), os dados quantitativos reportados na literatura indicam que a eficiência de concentração e recuperação do vírus CoV humano não tende a ultrapassar 40% de sucesso. Por outro lado, as eficiências de recuperação do vírus substituto ao CoV humano (vírus da hepatite murina – MHV) geralmente tendem a ser superiores (~65%) às dos demais vírus avaliados (AHMED et al., 2020b).

Tabela 1 - Técnicas de concentração e recuperação de vírus em águas residuárias

Metodologia	Tratamento	Vírus	Taxa de recuperação viral	Referência
Adsorção-Extração	Preacidificação + Membrana eletronegativa	MHV	26,7%	AHMED et al. (2020b)
	MgCl ₂ + Membrana eletronegativa	MHV	65,7%	IBRAHIM et al. (2021)
	Membrana eletronegativa	MHV	60,5%	AHMED et al. (2020b)
	Membrana eletronegativa + MgCl ₂	MHV	65,7%	AHMED et al. (2020b)
		BCoV	17,3%	JUEL et al. (2021)
			4,8%	GONZALEZ et al. (2020)
		EV	3,6-4,8%	AHMED et al. (2021a)
		Hadv 40/41	6,3-6,5%	AHMED et al. (2021a)
		Bacteriófago MS2	31,6%	WANG et al. (2022b)
		SARS-CoV-2	0,7%-8,5%	ZHENG et al. (2022)
			7-26%	AHMED et al. (2021a)
	Compostos à base de Alumínio (AlCl ₃ e Al(OH) ₃) + Centrifugação	MgV	0,02-4,3%	RANDAZZO et al. (2020a)
			6,8%	PÉREZ-CATALUÑA et al. (2021)
		SARS-CoV-2	30,2%	PÉREZ-CATALUÑA et al. (2021)
			1,6%-17,1%	ZHENG et al. (2022)
	Membrana eletropositiva + Eluição com PEG	Bacteriófago MS2	24%	WANG et al. (2022b)
Ultrafiltração	Pipeta de Concentração Automática (CP Select™)	MHV	7,5%	FORÉS et al. (2021)
			25%	AHMED et al. (2020b)
		BCoV	36,8%	JUEL et al. (2021)
			5,5%	GONZALEZ et al. (2020)
		EV	4,8-5,7%	AHMED et al. (2021a)
		Hadv 40/41	3,4-4,9%	AHMED et al. (2021a)
		HCoV-OC43	22%	MCMINN et al. (2021)
		Bacteriófago MS2	27,7%	FORÉS et al. (2021)
	51%		RUSIÑOL et al. (2020)	
	Centricon® Plus-70	MHV	28%	AHMED et al. (2020b)
			24,1%	FORÉS et al. (2021)
		HCoV-OC43	1%	PHILO et al. (2021)
		SARS-CoV-2	3,5-13%	ZHENG et al. (2022)
		Bacteriófago MS2	26,3%	FORÉS et al. (2021)
		Amicon® Ultra-15	MHV	56%
	SARS-CoV-2		6,5-17,5%	ZHENG et al. (2022)
Ultracentrifugação	100,000 ×g por 60 min / 12,000 ×g por 15 min 100,000 ×g durante 60 min 150,000 ×g durante 60 min 150,000 ×g durante 90 min	MHV	35,5%	AHMED et al. (2021b)
			33,5%	AHMED et al. (2020b)
		SARS-CoV-2	20,5-33,4%	ZHENG et al. (2022)
			12%	YAO et al. (2021)
Floculação-precipitação	MgCl ₂	SARS-CoV-2	6,1-23,8%	ZHENG et al. (2022)
	AlCl ₃	SARS-CoV-2	4,9-14,8%	ZHENG et al. (2022)
	Al(OH) ₃	MgV e PEDV	11%	RANDAZZO et al. (2020a)
	PEG + NaCl	SARS-CoV-2	5,8-23,6%	ZHENG et al. (2022)
	Leite desnatado	HAdv	30-95%	CALGUA et al. (2013)
		JCPyV	55-90%	CALGUA et al. (2013)
		NoV GGII	45-90%	CALGUA et al. (2013)
		HCoV-OC43	9,1%	PHILO et al. (2021)
		Bacteriófago MS2	29%	RUSIÑOL et al. (2020)
		Precipitação com Polietilenoglicol (PEG)	MHV	44%
	0,1-2,6%			TORII et al. (2022)
	PEDV		27,5-43,5%	PÉREZ-CATALUÑA et al. (2021)
	HCoV-OC43		3,2%	PHILO et al. (2021)
	SARS-CoV-2		57%	ALEXANDER et al. (2020)
			52,8%	PÉREZ-CATALUÑA et al. (2021)
			27,5-56,7%	SAPULA et al. (2021)

Legenda: BCoV = coronavírus bovino; EV = enterovírus; HAdv = adenovírus humano; H1N1 = vírus da influenza A; JCPyV = poliovírus JC; MHV = vírus da hepatite murina; NoV GGII = norovírus do genótipo II; HCoV-OC43 = betacoronavírus; PEDV = vírus da diarreia epidêmica porcina; RV-A = rotavírus; SARS-CoV = coronavírus da síndrome respiratória aguda grave; SARS-CoV-2 = coronavírus 2 da síndrome respiratória aguda grave.

5 MÉTODOS DE DETECÇÃO

O procedimento de caracterização biológica da amostra de esgoto é uma das etapas primordiais da WBE (COLLIVIGNARELLI et al., 2020). A sensibilidade, a especificidade e a automação são pré-requisitos implícitos aos métodos de detecção dos vírus em águas residuárias que, adicionalmente, estão sujeitos aos desafios de diluição da amostra, influência da matriz ambiental nos resultados analíticos, variabilidade mutagênica dos vírus e quantidade de microrganismos amostrada (LAHRICH et al., 2021). A precisão na detecção está significativamente atrelada ao volume da amostra, à eficácia de extração do ácido nucleico e à pureza do material extraído (CORPUZ et al., 2020), o que reflete a importância da etapa de concentração/recuperação viral da matriz ambiental discutida na seção anterior.

A seguir são elencados alguns métodos que inicialmente são empregados no diagnóstico clínico e sofreram adaptações para análise microbiológica de vírus em amostras ambientais: PCR, *Real Time Quantitative* PCR (qPCR, ou PCR quantitativa em tempo real), *Reverse Transcriptase Quantitative* PCR (RT-qPCR, ou reação da transcriptase reversa seguida pela qPCR), *Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay* (ELISA), *Nucleic Acid Sequence-Based Amplification* (NASBA), microscopia de fluorescência, técnica de microarranjos e citometria de fluxo (PILEVAR et al., 2021).

Tais métodos fornecem informações distintas (qualitativas e quantitativas) sobre a presença dos vírus e se juntam aos demais métodos de detecção e quantificação reportados na literatura: adsorção em membrana eletronegativa, sequenciamento de ácidos nucleicos, eletroforese em gel de campo pulsado, microscopia eletrônica de transmissão, meios de cultura, microscopia de força atômica, biosensores e métodos moleculares (BHATT et al., 2020; CORPUZ et al., 2020; HARAMOTO et al., 2020; LAHRICH et al., 2021; PILEVAR et al., 2021). Os métodos moleculares

são baseados na determinação do número de fragmentos específicos do material genético viral, ao passo que os métodos imunológicos e de cultivo são aplicados no estudo de viabilidade do vírion (ALI et al., 2021).

As técnicas de PCR têm sido mais utilizadas na avaliação de amostras de água e esgoto. A PCR consiste basicamente na amplificação de uma região alvo específica do ácido nucleico com intuito de aumentar o número de cópias deste material genético (KASVI, 2015, 2017; LUPERINI; SANTOS, 2021). O qPCR, por outro lado, é uma variação mais recente da técnica de PCR convencional que utiliza um equipamento com sistema de fluorescência, o qual emite uma luz a cada ciclo de amplificação, permitindo a quantificação e, conseqüentemente, a detecção do material genético com maior precisão e velocidade se comparado à PCR convencional. Por sua vez, a RT-qPCR é utilizada quando o material genético alvo é uma molécula de RNA, como no caso do SARS-CoV-2. A transcriptase reversa é uma enzima comumente encontrada em vírus, responsável pela síntese de um DNA complementar a partir de um RNA molde (BUSTIN, 2004; KASVI, 2015, 2017; CORPUZ et al., 2020; PILEVAR et al., 2021; LUPERINI; SANTOS, 2021).

A maioria dos ensaios de qPCR utilizam como molécula alvo o gene das proteínas N, E, ORF1ab, ORF1b e S (KITAJIMA et al., 2020). Ensaios realizados com efluente bruto de Brisbane, Austrália, e cidades da Holanda, dentre estas, Amsterdã, utilizaram N-Sarbeco NIID_2019-nCoV e/ou oligonucleotídeos para as regiões N1, N2 e N3 no qPCR e detectaram, respectivamente, 22% e 58% de amostras positivas para o SARS-CoV-2 (AHMED et al., 2020a, MEDEMA et al.; 2020). Nos estados de Massachusetts e de Montana, EUA, amostras de efluente não tratado também foram avaliadas, mostrando a presença de SARS-CoV-2 em 71% e 100% das amostras avaliadas com concentração na ordem de 2×10^5 e 3×10^4 cópias

de RNA L⁻¹, respectivamente (NEMUDRYI et al.; 2020; WU et al.; 2020b).

As técnicas baseadas na PCR podem coletar dados genotípicos e informações epidemiológicas que podem ser vinculados a programas de vacinação. Em vista do aprimoramento na resposta de detecção, o método de PCR passou ainda a ser associado a outras tecnologias, por exemplo, o ensaio de PCR digital (dPCR) com a tecnologia de placas microfluídicas (LAHRICH et al., 2021; PILEVAR et al., 2021) e a *Reverse transcription loop-mediated isothermal amplification* (RT-LAMP, ou amplificação isotérmica mediada por alça precedida por transcrição reversa).

O RT-LAMP tem o potencial de se tornar uma opção rápida e econômica para monitorar infecções por COVID-19 via WBE. A técnica, criada em 2012, é utilizada para estudos dos vírus da dengue, zika e *chikungunya*. Similar à RT-qPCR, o RT-LAMP também utiliza a transcriptase reversa para a síntese de DNA complementar. No entanto, na etapa de amplificação, o RT-LAMP utiliza apenas uma faixa de temperatura de 60 a 65 °C. Nessa análise, são utilizados de quatro a seis *primers*, onde dois são internos e base para a enzima polimerase sintetizar a fita de DNA; ao passo que os externos reconhecem a fita molde e realizam a extensão da fita de DNA complementar (cDNA) (ONGERTH; DANIELSON, 2021; DONIA et al., 2022).

Amoah et al. (2021) investigaram ETEs por quatro semanas aplicando protocolos otimizados para a técnica RT-LAMP para detecção de SARS-CoV-2 com limite de 10 cópias (25 µL)⁻¹, obtendo resultado positivo em 35 minutos. O RT-LAMP teve prevalência de 31% e 47% de amostras positivadas para, respectivamente, moldes iniciais de 92,7 e 480 ng µL⁻¹ do RNA extraído, mostrando o potencial da técnica para estudo de efluentes. Vale destacar que os resultados da

RT-LAMP detectaram o vírus sob baixa concentração de cópias do genoma por mililitro (gc mL⁻¹), a 20,7 gc mL⁻¹ de SARS-CoV-2, o que mostra a técnica como promissora (AMOAH et al., 2021).

A dPCR também é uma abordagem promissora para a detecção/quantificação do novo coronavírus. É uma técnica sensível, capaz de detectar concentrações menores (até 10x menor quando comparada à RT-PCR) e capaz de resistir melhor a contaminantes da matriz ambiental. Existem ainda variantes da dPCR como a *droplet digital PCR* (ddPCR), que apresenta um limite de detecção ainda menor (AMOAH et al., 2021; MA et al., 2022). Ma et al. (2022) demonstraram pela primeira vez o uso de RT-dPCR baseado em *chip* (duplex) para WBE, e os resultados apresentados sugerem que o ensaio possibilitou diagnosticar SARS-CoV-2 em mais amostras do que o ensaio RT-qPCR durante períodos de menor incidência de COVID-19.

Embora as técnicas moleculares baseadas em RT-qPCR sejam as mais utilizadas para detecção de SARS-CoV-2, o uso de biossensores nanotecnológicos também deve ser explorado em função da fácil aplicação, detecção rápida e baixo custo. Um biossensor consiste em um biorreceptor e um transdutor físico (eletroquímico, óptico ou piezoelétrico). O biorreceptor, em geral, é uma molécula semelhante a anticorpos, ácidos nucleicos, enzimas, fagos ou células. As interações entre o biorreceptor e o alvo são convertidas em sinais elétricos pelo transdutor. Os circuitos de leitura processam esses sinais e os transmitem para um computador ou similar, disponibilizando rapidamente os resultados. Assim, além de uma detecção rápida, não são necessários grandes volumes de amostra ou reagentes, o que torna a técnica interessante do ponto de vista da WBE (ZAMHURI et al., 2022).

6 MONITORAMENTO DO SARS-COV-2 EM ESGOTO E PREDIÇÃO EPIDEMIOLÓGICA: INVESTIMENTOS EM SAÚDE E SANEAMENTO

A partir dos resultados de ensaios de concentração e detecção/quantificação viral em amostras de esgoto, cujas técnicas tipicamente ou recentemente empregadas foram revisadas nas Seções 4 e 5, é possível proceder à aplicação da WBE. A WBE é uma ferramenta de vigilância epidemiológica que consiste na verificação da presença de material genético de patógenos em amostras de esgoto, o que permite rastrear sua circulação e estimar a população infectada de uma determinada localidade (AGUIAR-OLIVEIRA et al., 2020; KUMBLATHAN et al., 2021; ABREU et al., 2022). O cruzamento dessas informações aos casos da doença reportados na regional de saúde permite desenvolver correlações acerca da prevalência de uma doença e da forma que os microrganismos patogênicos se propagam na comunidade, provendo suporte às políticas públicas para emissão de alertas.

Desde o início da pandemia de COVID-19, estudos têm sido desenvolvidos no sentido de investigar a correlação entre concentração de RNA viral do SARS-CoV-2 no esgoto bruto/tratado e a prevalência da doença (ARORA et al., 2020; GONAZALEZ et al., 2020; PRADO et al., 2021; LAZUKA et al., 2021; SANJUÁN; DOMINGO-CALAP, 2021; MCMAHAN et al., 2021; MONTEIRO et al., 2022; MAIDA et al., 2022; SOSA-HERNÁNDEZ et al., 2022; ABREU et al., 2022; JOSEPH-DURAN et al., 2022). Além de realçarem a eficiência de aplicação do monitoramento epidemiológico associado ao SARS-CoV-2, os pesquisadores recomendam que, para o aumento da precisão das correlações, as seguintes ações devem ser realizadas: a integração de dados normalizados de carga viral e dados de prevalência aguda e cumulativa da doença; estimativas de prevalência de pesquisas sorológicas e modelos epidemiológicos; e delimitação da população correspondente

aos dados coletados (BHATT et al., 2020; HARAMOTO et al., 2020; LA ROSA et al., 2020; MEDEMA et al., 2020; RANDAZZO et al., 2020b).

Além da correlação com o grau de contaminação por SARS-CoV-2 em uma comunidade inteira, outro aspecto relevante sobre a WBE é a possibilidade de identificação de parte dos infectados assintomáticos ou pré-sintomáticos, uma vez que os contaminados podem evacuar partículas virais do novo coronavírus pelas fezes e urina antes mesmo do aparecimento de sintomas de COVID-19 (HATA et al., 2020; KITAJIMA et al., 2020; SCHMITZ et al., 2021). De acordo com Johansson et al. (2021), cerca de 30% dos portadores do novo coronavírus nunca desenvolvem sintomas da COVID-19 e podem apresentar uma transmissibilidade 75% maior se comparada com pessoas sintomáticas. É importante salientar que, com o desenvolvimento de variantes do SARS-CoV-2 – e.g., Alfa, Beta, Gama, Delta, Deltacron, Omicron, XF, XE, Epsilon, dentre outras (BUTANTAN, 2022; CDC, 2022; WHO, 2022) –, o desenvolvimento de sintomas da doença e a transmissibilidade do vírus podem ter sido efetivamente alterados.

É evidente, então, a necessidade de adotar técnicas alternativas e de baixo custo visando identificar a circulação desse patógeno em uma população, o que possibilita reduzir, dessa maneira, os gastos com testes convencionais individuais. A WBE tem se mostrado um método passivo efetivo no rastreamento do SARS-CoV-2, e pode prever ondas de contaminação em locais com capacidade limitada de testes clínicos ou onde infecções assintomáticas prevalecem (BIBBY et al., 2021; LAHRICH et al., 2021). Dessa maneira, faz-se necessário aumentar os investimentos em saneamento básico (UCKER et al., 2012), visto que a cada US\$ 1 investido em saneamento é gerada uma economia de US\$ 6 na área da saúde (WHO, 2018).

O primeiro estudo que relatou a presença de SARS-CoV-2 em esgoto foi desenvolvido na Holanda (MEDEMA et al., 2020). Em seguida, pesquisas com a mesma premissa foram executadas por outros países, como Israel (BAR-OR et al., 2020), Austrália (AHMED et al., 2020a), Turquia (KOCAMEMI et al., 2020), França (WURTZER et al., 2020), Itália (LA ROSA et al., 2020) e EUA (SHERCHAN et al., 2020). Atualmente, cerca de 70 países adotaram a estratégia de WBE para rastrear o novo coronavírus (NAUGHTON et al., 2021; NAUGHTON, 2022). A Tabela 2 exibe a distribuição global de centros de pesquisa, ou seja,

universidades e laboratórios públicos e privados que utilizam WBE para rastrear o SARS-CoV-2.

De acordo com Naughton et al. (2021), alguns países nacionalizaram ou adotaram uma rede de coordenação nacional para o monitoramento de esgoto para SARS-CoV-2, tais como o Brasil, a partir da Rede Monitoramento Covid Esgotos (CHERNICHARO et al., 2020), além de Espanha, Holanda, Turquia, Finlândia, Hungria, Luxemburgo, EUA e Canadá. Enquanto isso, o monitoramento regional ocorre em países como França, Austrália, África do Sul, Reino Unido e Suíça (NAUGHTON et al., 2021).

Tabela 2 - Países que adotaram a WBE para rastrear a propagação de SARS-CoV-2 e as respectivas quantidades de centros de pesquisa (universidades e laboratórios) que analisam e detectam o patógeno via esgoto

Número de centros de pesquisa por país	Países
101 – 1000	EUA, Reino Unido, Holanda, Austrália
11 – 100	Brasil, Canadá, África do Sul, Espanha, França, Hungria, Finlândia, Estônia, Luxemburgo, Turquia
1 – 10	México, Argentina, Chile, Costa Rica, Colômbia, Equador, Gana, Nigéria, Quênia, Arábia Saudita, Israel, Emirados Árabes Unidos, Portugal, Bélgica, Irlanda, Itália, Grécia, Suíça, Áustria, República Tcheca, Eslováquia, Alemanha, Dinamarca, Suécia, Letônia, Chipre, Rússia, Índia, Paquistão, Bangladesh, China, Nepal, Japão, Nova Zelândia, Malásia, Filipinas

Fonte: Naughton et al. (2021) e Naughton (2022).

6.1 Estudo de caso: análise econômica da aplicação da WBE a um município brasileiro

Parte-se agora para a análise econômica da utilização da técnica de WBE para estimativa de circulação de SARS-CoV-2 em uma determinada população urbana, em comparação aos custos da testagem convencional individual para COVID-19. Foi feita a avaliação do município de Lavras (21°14'42" S, 45°0'0" O), localizado no interior do estado de Minas Gerais, Brasil, com uma população estimada em 105.756 habitantes (IBGE, 2022). A Tabela 3 apresenta os métodos/técnicas laboratoriais considerados para emprego no estudo de caso proposto, com base na Nota Técnica elaborada pela Rede Monitoramento Covid Esgotos (INCT; ANA, 2020), assim como os custos estimados para aplicação tanto da WBE por amostra de esgoto (CHERNICHARO

et al., 2020) como da testagem massiva da população com exames convencionais de COVID-19.

Destaca-se que, para os cálculos, não serão consideradas despesas como: instalação e manutenção de laboratórios para análise das amostras de esgoto; transporte e distribuição de testes individuais para a população; pagamento da mão de obra de profissionais técnicos para testagem do esgoto e também da população; dentre outras. Apenas os custos para detecção de partículas virais de SARS-CoV-2 nas amostras de esgoto e para compra de testes individuais para COVID-19 foram levados em conta.

O município conta com 16 estações elevatórias de esgoto e 2 ETEs. Assim, tem-se um total de 18 potenciais pontos de coleta, representativos de diferentes regiões da cidade, que permitem uma “testagem massiva” da população pela análise

da água residuária. De acordo com Chernicharo et al. (2020), o custo estimado da análise por amostra (levando em conta os reagentes químicos e duas repetições por amostra) varia entre R\$ 350 e R\$ 450. Assim, o custo total para análise – de uma única vez – de todas as amostras oriundas dos pontos de coleta ficaria em torno de R\$ 6.300 a R\$ 8.100.

Em contrapartida, cada teste individual para COVID-19 do tipo RT-PCR-ICB (menor custo) custa cerca de R\$ 15 (INPI, 2021) variando até R\$ 80,00 (RT-PCR “convencional”) (JORNAL DA USP,

2020). Nesse sentido, ainda que se aplicassem os custos do PCR de menor valor desenvolvido no Brasil, para uma testagem de toda a população do município, o gasto estimado seria de aproximados R\$ 1.586.340, podendo chegar ao custo de até R\$ 8.460.480,00 utilizando a testagem mais onerosa. Desse modo, em comparação com o valor do monitoramento dos pontos de coleta de esgoto do município, pode-se calcular uma redução no valor de mais de R\$ 1,5 milhão até R\$ 8,4 milhões utilizando-se a WBE para análise do SARS-CoV-2.

Tabela 3 - Condições de contorno para a estimativa de custos financeiros para a implementação da WBE em um município brasileiro e os valores para a testagem massiva via exame convencional para COVID-19

Aplicação da WBE			
Etapa - Método (INCT; ANA, 2020)	Custo por amostra de esgoto (CHERNICHARO et al., 2020)	Número de pontos de coleta de esgoto em Lavras-MG	Custo total
Concentração - Filtração em membrana eletronegativa	R\$ 350 - R\$ 450 / amostra	18 amostras	R\$ 6.300 - R\$ 8.100
Extração de RNA - Método de adsorção-extração direta			
Deteccção/Quantificação - RT-qPCR			
Testagem massiva convencional			
Exame (INPI, 2021)	Custo individual (JORNAL DA USP, 2020; INPI, 2021)	População de Lavras-MG (IBGE, 2022)	Custo total
RT-PCR	R\$ 15 - R\$ 80 / hab.	105.756 hab.	R\$ 1.586.340 -R\$ 8.460.480

Diante do exposto, é possível afirmar que a WBE é uma ferramenta promissora para o monitoramento epidemiológico de uma localidade, trazendo benefícios econômicos para o setor público em comparação à testagem individual da população. No entanto, é importante ressaltar que existem incertezas na utilização dessa estratégia que podem comprometer o monitoramento de uma epidemia em uma certa localidade. A presença de turistas ou viajantes, por exemplo, pode alterar os resultados da real situação epidemiológica da população residente (SIMS; KASPRZYK-HORDERN, 2020). Outros desafios incluem a capacidade precária de diagnóstico e, consequentemente, a subestimação da população infectada.

Do ponto de vista epidemiológico, a WBE permite a sinalização precoce do aumento do número de casos da doença, permitindo assim que as autoridades sanitárias municipais/regionais balizem de maneira mais assertiva as ações de combate à pandemia de COVID-19, evitando assim a sobrecarga do sistema de saúde. Apesar de sua aplicação não substituir a necessidade de testagem individual, a WBE pode direcionar a testagem a localidades de carga viral no esgoto mais elevada, gerando-se menos gastos para o poder público e, em função da predição epidemiológica, detectar antecipadamente possíveis aumentos de incidência de COVID-19.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo de revisão abordou a presença de SARS-CoV-2 e outros vírus infectocontagiosos em esgoto e as técnicas de inativação/remoção desses patógenos nas ETEs, bem como os métodos de concentração e detecção/quantificação viral nesse tipo de amostra. Aspectos como o potencial de transmissão secundária da COVID-19 via esgoto e os métodos de recuperação viral aplicados a grandes volumes de amostras ambientais devem ser avaliados com profundidade em pesquisas futuras. Todo esse arcabouço relaciona-se à técnica de vigilância epidemiológica conhecida como WBE.

Conforme demonstrado na literatura científica, a WBE constitui uma ferramenta promissora para o rastreamento da situação epidemiológica da COVID-19, por meio da utilização de métodos de concentração, detecção e quantificação do material genético do SARS-CoV-2 em amostras de esgoto. Esses métodos já eram utilizados para o estudo de vírus entéricos em águas residuárias, ao passo que foram adaptados para análise do novo coronavírus no decorrer da pandemia de COVID-19.

Com a constante adoção global da WBE, pesquisas sobre o monitoramento do SARS-CoV-2 no esgoto avançam rapidamente. O estudo de caso proposto no presente artigo demonstrou benefícios financeiros da implementação dessa estratégia em um município brasileiro. Uma economia variável de R\$ 1,5 milhão a R\$ 8,4 milhões seria alcançada em relação à testagem individual convencional de COVID-19. Entretanto, salienta-se que a adoção da WBE não dispensa a necessidade da testagem individual. Por outro lado, a técnica pode direcionar a testagem a localidades do município/região com carga viral no esgoto mais elevada.

Ademais, a análise do material genético de SARS-CoV-2 presente no esgoto permite rastrear parte dos assintomáticos e pré-sintomáticos, os

quais possivelmente não seriam detectados nos testes convencionais. Portanto, a adoção de WBE pode auxiliar na criação e no gerenciamento de medidas preventivas e mitigadoras pelos órgãos de vigilância sanitária para o controle da epidemia de COVID-19 em uma determinada localidade, evitando-se, de antemão, a sobrecarga do sistema de saúde.

Em suma, a estratégia de vigilância epidemiológica baseada em esgoto evidencia a necessidade de investimentos no sistema de saneamento de forma a estabelecer uma rede coletora de esgoto abrangente nas cidades, principalmente em países emergentes como o Brasil, garantindo uma aplicabilidade efetiva da técnica. Além disso, a WBE não se restringe apenas ao acompanhamento da COVID-19, mas também de outras doenças infectocontagiosas causadas por patógenos que podem ser detectados no esgoto. Dessa forma, a ampliação e a melhoria no saneamento básico urbano se traduzem diretamente no diagnóstico da saúde da população.

8 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig TEC APQ 03060/21) e da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

9 FONTE DE FINANCIAMENTO

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais, projeto TEC APQ 03060/21.

10 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Ázara MS, Crippa RA, Silva LMM, Siqueira JC, Lopes BC, Batista AMM e Siniscalchi LAB; **Metodologia:** Ázara MS, Crippa RA, Silva LMM, Siqueira JC e Siniscalchi LAB;

Investigação: Ázara MS, Crippa RA, Silva LMM, Siqueira JC e Siniscalchi LAB; **Redação - Primeira versão:** Ázara MS, Crippa RA, Silva LMM, Siqueira JC, Lopes BC, Batista AMM e Siniscalchi LAB; **Redação - Revisão & Edição:** Ázara MS, Crippa RA, Silva LMM, Siqueira JC e Siniscalchi LAB; **Aquisição de Financiamento:** Siniscalchi LAB; **Supervisão:** Lopes BC, Batista AMM e Siniscalchi LAB.

11 REFERÊNCIAS

- ABREU, M. A. de F.; SIQUEIRA, J. C. de; SOUZA, A. dos R.; ÁZARA, M. S.; LOPES, B. C.; MOTA FILHO, C. R.; BATISTA, A. M. M.; ASSEMAN, P. P.; FRANCO, C. S.; MATOS, M. P. de; SILVA FILHO, M. V. de; SINISCALCHI, L. A. B. Estudo do esgoto de um município do sul de Minas Gerais: correlação de variáveis físicas e químicas, casos de COVID-19 e concentração do RNA de SARS-CoV-2. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 967-974, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220006>
- ACHAK, M.; BAKRI, S. A.; CHHITI, Y.; ALAOUI, F. E. M.; BARKA, N.; BOUMYA, W. SARS-CoV-2 in hospital wastewater during outbreak of COVID-19: A review on detection, survival and disinfection technologies. **Science of the Total Environment**, v. 761, p. 143192, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143192>
- AGUIAR-OLIVEIRA, M. DE L.; CAMPOS, A.; MATOS, A. R.; RIGOTTO, C.; SOTERO-MARTINS, A.; TEIXEIRA, P. F. P.; SIQUEIRA, M. M. Wastewater-Based Epidemiology (WBE) and Viral Detection in Polluted Surface Water: A Valuable Tool for COVID-19 Surveillance—A Brief Review. **Water**, v. 17, n. 24, p. 9251, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17249251>
- AHMED, W.; ANGEL, N.; EDSON, J.; BIBBY, K.; BIVINS, A.; O'BRIEN, J. W.; CHOI, P. M.; KITAJIMA, M.; SIMPSON, S. L.; LI, J.; TSCHARKE, B.; VERHAGEN, R.; SMITH, W. J. M.; ZAUGG, J.; DIERENS, L.; HUGENHOLTZ, P.; THOMAS, K. V.; MUELLER, J. F. First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. **Science of the Total Environment**, v. 728, n. 138764, 2020a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138764>
- AHMED, W.; BERTSCH, P. M.; BIVINS, A.; BIBBY, K.; FARKAS, K.; GATHERCOLE, A.; HARAMOTO, E.; GYAWALI, P.; KORAJKIC, A.; MCMINN, B. R.; MUELLER, J. F.; SIMPSON, S. L.; SMITH, W. J. M.; SYMONDS, E. M.; THOMAS, K. V.; VERHAGEN, R.; KITAJIMA, M. Comparison of virus concentration methods for the RT-qPCR-based recovery of murine hepatitis virus, a surrogate for SARS-CoV-2 from untreated wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 739, p. 139960, 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139960>
- AHMED, W.; BIVINS, A.; SIMPSON, S. L.; SMITH, W. J.; METCALFE, S.; MCMINN, B.; SYMONDS, E. M.; KORAJKIC, A. Comparative analysis of rapid concentration methods for the recovery of SARS-CoV-2 and quantification of human enteric viruses and a sewage-associated marker gene in untreated wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 799, p. 149386, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149386>
- AHMED, W.; TSCHARKE, B.; BERTSCH, P. M.; BIBBY, K.; BIVINS, A.; CHOI, P.; CLARKE, L.; DWYER, J.; EDSON, J.; NGUYEN, T. M. H.; O'BRIEN, J. W.; SIMPSON, S. L.; SHERMAN, P.; THOMAS, K. V.; VERHAGEN, R.; ZAUGG, J.; MUELLER, J. F. SARS-CoV-2 RNA monitoring in wastewater as a potential early warning system for COVID-19 transmission in the community: A temporal case study. **Science of the Total Environment**, v. 76, p. 144216-144216, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144216>
- ALEXANDER, M.; ROOTES, C. L.; VAN VUREN, P. J.; STEWART, C. R. Concentration of infectious SARS-CoV-2 by polyethylene glycol precipitation. **Journal of Virological Methods**, v. 286, p. 113977, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2020.113977>
- ALI, W.; ZHANG, H.; WANG, Z.; CHANG, C.; JAVED, A.; ALI, K.; DU, W.; NIAZI, N. K.; MAO, K.; YANG, Z. Occurrence of various viruses and recent evidence of SARS-CoV-2 in wastewater systems. **Journal of Hazardous Materials**, v. 414, p. 125439, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125439>
- AMOAH, I. D.; MTHETHWA, N. P.; PILLAY, L.; DEEPNARAIN, N.; PILLAY, K.; AWOLUSI, O. O.; KUMARI, S.; BUX, F. RT-LAMP: A Cheaper, Simpler and Faster Alternative for the Detection of SARS-CoV-2 in Wastewater. **Food and Environmental Virology**, v. 13, p. 447-456, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12560-021-09489-7>
- ARORA, S.; NAG, A.; SETHI, J.; RAJVANSHI, J.; SAXENA, S.; SHRIVASTAVA, S. K.; GUPTA, A. B. Sewage surveillance for the presence of SARS-CoV-2 genome as a useful wastewater based epidemiology (WBE) tracking tool in India. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 12, p. 2823-2836, 2020. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.540>
- ARSLAN, M.; XU, B.; GAMAL EL-DIN, M. Transmission of SARS-CoV-2 via fecal-oral and aerosols-borne routes: Environmental dynamics and implications for wastewater management in underprivileged societies. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 140709, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140709>
- ASGHAR, H.; DIOP, O. M.; WELDEGEBRIEL, G.; MALIK, F.; SHETTY, S.; EL BASSIONI, L.; AKANDE, A. O.; AL MAAMOUN, E.; ZAIDI, S.; ADENIJI, A. J.; BURNS, C. C.; DESHPANDE, J.; OBERSTE, M. S.; LOWTHER, S. A. Environmental Surveillance for Polioviruses in the Global Polio Eradication Initiative. **Journal of Infectious Diseases**, v. 210, n. suppl 1, p. S294-S303, 2014. <https://doi.org/10.1093/infdis/jiu384>
- BALBOA, S.; MAURICIO-IGLESIAS, M.; RODRIGUEZ, S.; MARTÍNEZ-LAMAS, L.; VASALLO, F. J.; REGUEIRO, B.; LEMA, J. M. The fate of SARS-COV-2 in WWTPS points out the sludge line as a suitable spot for detection of COVID-19. **Science of the Total Environ-**

- ment, v. 772, p. 145268, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145268>
- BAR-OR, I.; YANIV, K.; SHAGAN, M.; OZER, E.; ERSTER, O.; MENDELSON, E.; MANNASSE, B.; SHIRAZI, R.; KRAMARSKY-WINTER, E.; NIR, O.; ABU-ALI, H.; RONEN, Z.; RINOTT, E.; LEWIS, Y. E.; FRIEDLER, E.; BITKOVER, E.; PAITAN, Y.; BERCHENKO, Y.; KUSHMARO, A. Regressing SARS-CoV-2 sewage measurements onto COVID-19 burden in the population: A proof-of-concept for quantitative environmental surveillance. **medRxiv** (preprint), 2020. <https://doi.org/10.1101/2020.04.26.20073569>
- BARRETT, M.; FITZHENRY, K.; O'FLAHERTY, V.; DORE, W.; KEAVENEY, S.; CORMICAN, M.; ROWAN, N.; CLIFFORD, E. Detection, fate and inactivation of pathogenic norovirus employing settlement and UV treatment in wastewater treatment facilities. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 1026–1036, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.067>
- BHATT, A.; ARORA, P.; PRAJAPATI, S. K. Occurrence, fates and potential treatment approaches for removal of viruses from wastewater: A review with emphasis on SARS-CoV-2. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 104429, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104429>
- BIBBY, K.; BIVINS, A.; WU, Z.; NORTH, D. Making waves: Plausible lead time for wastewater based epidemiology as an early warning system for COVID-19. **Water Research**, v. 202, n. 117438, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117438>
- BOFILL-MAS, S.; RUSIÑOL, M. Recent trends on methods for the concentration of viruses from water samples. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 16, p. 7–13, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.01.006>
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 498/2020**. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em: 11 set. 2022.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 503/2021**. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-conama-n-503-de-14-de-dezembro-de-2021-367783680>. Acesso em: 11 set. 2022.
- BUSTIN, S. **A-Z of quantitative PCR**. La Jolla: International University Line, 2004, 882 p.
- BUTANTAN. **Variantes recombinantes da Covid-19: entenda suas diferenças**. 2022. Disponível em: <https://butantan.gov.br/covid/butantan-tira-duvida/tira-duvida-noticias/variantes-recombinantes-da-covid-19-entenda-suas-diferencas>. Acesso em: 20 abr. 2021.
- CALGUA, B.; RODRIGUEZ-MANZANO, J.; HUNDESA, A.; SUÑEN, E.; CALVO, M.; BOFILL-MAS, S.; GIRONES, R. New methods for the concentration of viruses from urban sewage using quantitative PCR. **Journal of Virological Methods**, v. 187, n. 2, p. 215–221, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2012.10.012>
- CASANOVA, L.; RUTALA, W. A.; WEBER, D. J.; SOBSEY, M. D. Survival of surrogate coronaviruses in water. **Water Research**, v. 43, n. 7, p. 1893–1898, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.002>
- CASAS, N.; SUNÉN, E. Detection of enteroviruses, hepatitis A virus and rotaviruses in sewage by means of an immunomagnetic capture reverse transcription-PCR assay. **Microbiological Research**, v. 157, n. 3, p. 169–176, 2002. <https://doi.org/10.1078/0944-5013-00152>
- CASHDOLLAR, J. L.; WYMER, L. Methods for primary concentration of viruses from water samples: a review and meta-analysis of recent studies. **Journal of Applied Microbiology**, v. 115, n. 1, p. 1–11, 2013. <https://doi.org/10.1111/JAM.12143>
- CDC – CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. **SARS-CoV-2 Variant Classifications and Definitions**. 2022. Disponível em: <https://www.cdc.gov/coronavirus/2019-ncov/variants/variant-classifications.html>. Acesso em: 29 set. 2022.
- CDC – CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. **Science Brief: SARS-CoV-2 and Surface (Fomite) Transmission for Indoor Community Environments**. 2021. Disponível em: <https://www.cdc.gov/coronavirus/2019-ncov/more/science-and-research/surface-transmission.html>. Acesso em: 25 set. 2022.
- CESPEDES, M. DA S.; SOUZA, J. C. R. P. DE. Coronavirus: a clinical update of Covid-19. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v. 66, n. 2, p. 116–123, 2020. <https://doi.org/10.1590/1806-9282.66.2.116>
- CHAN, J. F. W.; YUAN, S.; KOK, K. H.; TO, K. K. W.; CHU, H.; YANG, J.; XING, F.; LIU, J.; YIP, C. C. Y.; POON, R. W. S.; TSOI, H. W.; LO, S. K. F.; CHAN, K. H.; POON, V. K. M.; CHAN, W. M.; IP, J. D.; CAI, J. P.; CHENG, V. C. C.; CHEN, H.; HUI, C. K. M.; YUEN, K. Y. A familial cluster of pneumonia associated with the 2019 novel coronavirus indicating person-to-person transmission: a study of a family cluster. **The Lancet**, v. 395, n. 10223, p. 514–523, 2020. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30154-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30154-9)
- CHATTERJEE, A.; ALI, F.; BANGE, D.; KONDABAGIL, K. Isolation and complete genome sequencing of Mimivirus bombay, a Giant Virus in sewage of Mumbai, India. **Genomics Data**, v. 9, p. 1–3, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.gdata.2016.05.013>
- CHERNICHARO, C. A. DE L.; MOTA FILHO, C. R.; CAVALCANTI, D. L.; ARAÚJO, J. C. DE; LOBATO, L. C. S.; SILVA, L. DE A. C.; FUCKNER, M. A.; REIS, M. T. DE P.; AYRIMORAES, S. R.; RIBEIRO, T. B. **Nota Técnica – Contribuição para a elaboração de planos de monitoramento da ocorrência do novo coronavírus no esgoto**. Belo Horizonte, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/acontece-na-ana/monitoramento-covid-esgotos/boletins-monitoramento-covid-esgotos/nota-tecnica-no-012020.pdf>. Acesso em: 1 mai. 2021.

- CHU, D.; SINGH, V.; NGOC, S. V.; NGUYEN, T.; BARCELÓ, D. Transmission of SARS-CoV-2 infections and exposure in surfaces, points and wastewaters: A global one health perspective. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 5, p. 100184, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2022.100184>
- COLLIVIGNARELLI, M. C.; COLLIVIGNARELLI, C.; CARNEVALE MII-NO, M.; ABBÀ, A.; PEDRAZZANI, R.; BERTANZA, G. SARS-CoV-2 in sewer systems and connected facilities. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 143, p. 196–203, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.06.049>
- CORPUZ, M. V. A.; BUONERBA, A.; VIGLIOTTA, G.; ZARRA, T.; BALLESTEROS, F.; CAMPIGLIA, P.; BELGIORNO, V.; KORSHIN, G.; NADDÉO, V. Viruses in wastewater: occurrence, abundance and detection methods. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140910, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140910>
- CUEVAS-FERRANDO, E.; PÉREZ-CATALUÑA, A.; ALLENDE, A.; GUIX, S.; RANDAZZO, W.; SÁNCHEZ, G. Recovering coronavirus from large volumes of water. **Science of the Total Environment**, v. 762, p. 143101, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143101>
- DHAMA, K.; PATEL, S. K.; YATOO, M. I.; TIWARI, R.; SHARUN, K.; DHAMA, J.; NATESAN, S.; MALIK, Y. S.; SINGH, K. P.; HARAPAN, H. SARS-CoV-2 existence in sewage and wastewater: A global public health concern? **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111825, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111825>
- DI PROFIO, F.; MELEGARI, I.; PALOMBIERI, A.; SARCHESI, V.; ARBUATTI, A.; FRUCI, P.; MARSILIO, F.; MARTELLA, V.; DI MARTINO, B. High prevalence of hepatitis E virus in raw sewage in Southern Italy. **Virus Research**, v. 272, p. 197710, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.virusres.2019.197710>
- DONIA, A.; SHAHID, M. F.; HASSAN, S.; SHAHID, R.; AHMAD, A.; JAVED, A.; NAWAZ, M.; YAQUB, T.; BOKHARI, H. Integration of RT-LAMP and Microfluidic Technology for Detection of SARS-CoV-2 in Wastewater as an Advanced Point-of-Care Platform. **Food and Environmental Virology**, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12560-022-09522-3>
- DU, Z.; PANDEY, A.; BAI, Y.; FITZPATRICK, M. C.; CHINAZZI, M.; PASTORE Y PIONTTI, A.; LACHMANN, M.; VESPIGNANI, A.; COWLING, B. J.; GALVANI, A. P.; MEYERS, L. A. Comparative cost-effectiveness of SARS-CoV-2 testing strategies in the USA: a modelling study. **The Lancet Public Health**, v. 6, n. 3, p. e184–e191, 2021. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(21\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(21)00002-5)
- ELSAMADONY, M.; FUJII, M.; MIURA, T.; WATANABE, T. Possible transmission of viruses from contaminated human feces and sewage: Implications for SARS-CoV-2. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142575, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142575>
- ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; LEAL, C.; LEROY-FREITAS, D.; MACHADO, E.; FERNANDES, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; CALÁBRIA, J.; CHERNICHARO, C.; MOTA FILHO, C. R. Reduction and liquid-solid partitioning of SARS-CoV-2 and adenovirus throughout the different stages of a pilot-scale wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 212, p. 118069, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118069>
- FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de Água - Concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1 ed. Barueri: GEN LTC, 2017, 472 p.
- FOLADORI, P.; CUTRUPI, F.; CADONNA, M.; MANARA, S. Coronaviruses and SARS-CoV-2 in sewerage and their removal: Step by step in wastewater treatment plants. **Environmental Research**, v. 207, p. 112204, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112204>
- FORÉS, E.; BOFILL-MAS, S.; ITARTE, M.; MARTÍNEZ-PUCHOL, S.; HUNDESA, A.; CALVO, M.; BORREGO, C. M.; COROMINAS, L. L.; GIRONES, R.; RUSIÑOL, M. Evaluation of two rapid ultrafiltration-based methods for SARS-CoV-2 concentration from wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 768, p. 144786, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144786>
- FORSTER, P.; FORSTER, L.; RENFREW, C.; FORSTER, M. Phylogenetic network analysis of SARS-CoV-2 genomes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 17, p. 9241–9243, 2020. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004999117>
- GELDERBLOM, H. R. Structure and Classification of Viruses. In: BARON, S. (Ed.) **Medical Microbiology**. 4 ed. University of Texas Medical Branch at Galveston, Galveston, EUA., 1996.
- GHOLIPOUR, S.; MOHAMMADI, F.; NIKAEEN, M.; SHAMSIZADEH, Z.; KHAZENI, A.; SAHBAEI, Z.; MOUSAVI, S. M.; GHOBADIAN, M.; MIRHENDI, H. COVID-19 infection risk from exposure to aerosols of wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 273, p. 129701, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129701>
- GONÇALVES, J.; SILVA, P. G. da; REIS, L.; NASCIMENTO, M. S. J.; KORITNIK, T.; PARAGI, M.; MESQUITA, J. R. Surface contamination with SARS-CoV-2: A systematic review. **Science of the Total Environment**, v. 798, p. 149231, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149231>
- GONZALEZ, R.; CURTIS, K.; BIVINS, A.; BIBBY, K.; WEIR, M. H.; YETKA, K.; THOMPSON, H.; KEELING, D.; MITCHELL, J.; GONZALEZ, D. COVID-19 surveillance in southeastern Virginia using wastewater-based epidemiology. **Water Research**, v. 186, p. 116296, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116296>
- GORMLEY, M.; ASPRAY, T. J.; KELLY, D. A. COVID-19: mitigating transmission via wastewater plumbing systems. **The Lancet Global Health**, v. 8, n. 5, p. e643, 2020. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(20\)30112-1](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(20)30112-1)
- GUNDY, P. M.; GERBA, C. P.; PEPPER, I. L. Survival of Coronaviruses in Water and Wastewater. **Food and Environmental Virology**, v. 1, n. 1, p. 10–14, 2009. <https://doi.org/10.1007/s12560-008-9001-6>
- GWENZL, W. Leaving no stone unturned in light of the COVID-19 faecal-oral hypothesis? A water, sanitation and hygiene (WASH) perspective targeting low-income countries. **Science of the Total**

- Environment**, v. 753, p. 141751, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141751>
- HAJI ALI, B.; SHAHIN, M. S.; SANGANI, M. M. M.; FAGHIHINEZHAD, M.; BAGHDADI, M. Wastewater aerosols produced during flushing toilets, WWTPs, and irrigation with reclaimed municipal wastewater as indirect exposure to SARS-CoV-2. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106201, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106201>
- HAO, X.; CHEN, J.; XU, M.; ZHENG, H.; LI, X.; WANG, M.; LIU, T. Separation and purification of enveloped and non-enveloped viruses from water samples using an aqueous two-phase system. **Process Biochemistry**, v. 119, p. 58-67, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2022.05.014>
- HARAMOTO, E.; MALLA, B.; THAKALI, O.; KITAJIMA, M. First environmental surveillance for the presence of SARS-CoV-2 RNA in wastewater and river water in Japan. **Science of the Total Environment**, v. 737, p. 140405, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140405>
- HATA, A.; HONDA, R.; HONDA, R. Potential Sensitivity of Wastewater Monitoring for SARS-CoV-2: Comparison with Norovirus Cases. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 11, p. 6451-6452, 2020. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02271>
- HELLMÉR, M.; PAXÉUS, N.; MAGNIUS, L.; ENACHE, L.; ARNHOLM, B.; JOHANSSON, A.; BERGSTRÖM, T.; NORDER, H. Detection of pathogenic viruses in sewage provided early warnings of hepatitis A virus and norovirus outbreaks. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 80, n. 21, p. 6771-6781, 2014. <https://doi.org/10.1128/AEM.01981-14>
- HOLSHUE, M. L.; DEBOLT, C.; LINDQUIST, S.; LOFY, K. H.; WIESMAN, J.; BRUCE, H.; SPITTERS, C.; ERICSON, K.; WILKERSON, S.; TURAL, A.; DIAZ, G.; COHN, A.; FOX, L.; PATEL, A.; GERBER, S. I.; KIM, L.; TONG, S.; LU, X.; LINDSTROM, S.; PALLANSCH, M. A.; WELDON, W. C.; BIGGS, H. M.; UYEKI, T. M.; PILLAI, S. K. First Case of 2019 Novel Coronavirus in the United States. **New England Journal of Medicine**, v. 382, n. 10, p. 929-936, 2020. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa2001191>
- HU, B.; GUO, H.; ZHOU, P.; SHI, Z. L. Characteristics of SARS-CoV-2 and COVID-19. **Nature Reviews Microbiology**, v. 19, n. 3, p. 141-154, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41579-020-00459-7>
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativa populacional 2020 - Lavras (Minas Gerais)**. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/lavras/pa-norama>. Acesso em: 30 set. 2022.
- IBRAHIM, C.; HAMMAMI, S.; MEJRI, S.; MEHRI, I.; POTHIER, P.; HASSEN, A. Detection of Aichi virus genotype B in two lines of wastewater treatment processes. **Microbial Pathogenesis**, v. 109, p. 305-312, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2017.06.001>
- IBRAHIM, Y.; OUDA, M.; KADADOU, D.; BANAT, F.; NADDEO, V.; ALSAFAR, H.; YOUSEF, A.F.; BARCELÓ, D.; HASAN, S. Detection and removal of waterborne enteric viruses from wastewater: A comprehensive review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105613, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105613>
- INCT ETES SUSTENTÁVEIS – INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SUSTENTÁVEIS; ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Nota Técnica – Metodologia para concentração e quantificação do novo coronavírus em amostras de água e esgoto por técnicas moleculares**. Belo Horizonte, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/acontece-na-ana/monitoramento-covid-esgotos/boletins-monitoramento-covid-esgotos/nota-tecnica-no-022020.pdf>. Acesso em: 29 set. 2022.
- INPI – INSTITUTO NACIONAL DE PROPRIEDADE INDIVIDUAL. **Testes para diagnóstico de COVID-19**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/inpi/pt-br/servicos/patentes/tecnologias-para-covid-19/Diagnostico>. Acesso em: 1 mai. 2021.
- JOHANSSON, M. A.; QUANDELACY, T. M.; KADA, S.; PRASAD, P. V.; STEELE, M.; BROOKS, J. T.; SLAYTON, R. B.; BIGGERSTAFF, M.; BUTLER, J. C. SARS-CoV-2 Transmission from People without COVID-19 Symptoms. **JAMA Network Open**, v. 4, n. 1, p. 2035057, 2021. <https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.35057>
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2016, 932 p.
- JORNAL DA USP. Instituto de Ciências Biomédicas lança testes que ampliam capacidade de diagnóstico de Covid-19 – **Jornal da USP**. 2020. Disponível em: <https://jornal.usp.br/ciencias/instituto-de-ciencias-biomedicas-lanca-testes-que-ampliam-capacidade-de-diagnostico-de-covid-19>. Acesso em: 3 ago. 2021.
- JOSEPH-DURAN, B.; SERRA-COMPTE, A.; SÀRRIAS, M.; GONZALEZ, S.; LÓPEZ, D.; PRATS, C.; CATALÀ, M.; ALVAREZ-LACALLE, E.; ALONSO, S.; ARNALDOS, M. Assessing wastewater-based epidemiology for the prediction of SARS-CoV-2 incidence in Catalonia. **Scientific Reports**, v. 12, n. 15073, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-18518-9>
- JUEL, M. A. I.; STARK, N.; NICOLOSI, B.; LONTAI, J.; LAMBIRTH, K.; SCHLUETER, J.; GIBAS, C.; MUNIR, M. Performance evaluation of virus concentration methods for implementing SARS-CoV-2 wastewater based epidemiology emphasizing quick data turnaround. **Science of the Total Environment**, v. 801, p. 149656, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149656>
- KAMEL, A. H.; ALI, M. A.; EL-NADY, H. G.; DERAZ, A.; AHO, S.; POTHIER, P.; BELLIO, G. Presence of enteric hepatitis viruses in the sewage and population of Greater Cairo. **Clinical Microbiology and Infection**, v. 17, n. 8, p. 1182-1185, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2011.03461.x>
- KANJI, J. N.; ZELYAS, N.; MACDONALD, C.; PABBARAJU, K.; KHAN, M. N.; PRASAD, A.; HU, J.; DIGGLE, M.; BERENGER, B. M.; TIPPLES, G. False negative rate of COVID-19 PCR testing: a discordant tes-

ting analysis. **Virology Journal**, v. 18, n. 1, p. 13, 2021. <https://doi.org/10.1186/s12985-021-01489-0>

KASVI. **Qual a diferença entre PCR e qPCR?** - Kasvi. 2015. Disponível em: <https://kasvi.com.br/diferenca-pcr-qpcr>. Acesso em: 28 jul. 2021.

KASVI. **PCR em Tempo Real (qPCR): Aplicação no diagnóstico de Doenças**. 2017. Disponível em: <https://kasvi.com.br/pcr-em-tempo-real-qpcr-diagnostico-doencas>. Acesso em: 28 jul. 2021.

KIM, J. G.; YOUSEF, A. E.; DAVE, S. Application of ozone for enhancing the microbiological safety and quality of foods: A review. **Journal of Food Protection**, v. 62, n. 9, p. 1071–1087, 1999. <https://doi.org/10.4315/0362-028X-62.9.1071>

KITAJIMA, M.; AHMED, W.; BIBBY, K.; CARDUCCI, A.; GERBA, C. P.; HAMILTON, K. A.; HARAMOTO, E.; ROSE, J. B. SARS-CoV-2 in wastewater: State of the knowledge and research needs. **Science of the Total Environment**, v. 739, p. 139076, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139076>

KOCAMEMI, B. A.; KURT, H.; HACIOGLU, S.; YARALI, C.; SAATCI, A. M.; PAKDEMIRLI, B. First data-set on SARS-CoV-2 detection for istanbul wastewaters in Turkey. **medRxiv** (preprint), 2020. <https://doi.org/10.1101/2020.05.03.20089417>

KOCWA-HALUCH, R. Waterborne enteroviruses as a hazard for human health. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 10, n. 6, p. 485–487, 2001. Disponível em: <http://www.pjoes.com/Waterborne-enteroviruses-as-a-hazard-for-human-health,87413,0,2.html>. Acesso em: 20 abr. 2022.

KOSAREWICZ, O.; FIRLUS, I.; UNIEJEWSKA, G. Usowanie mikroorganizmów chorobotwórczych w oczyszczalniach ścieków miejskich. **Gaz, Woda i Technika Sanitarna**, v. Nr 8, p. 292–297, 1999.

KUMAR, M.; ALAMIN, MD.; KURODA, K.; DHANGAR, K.; HATA, A.; YAMAGUCHI, H.; HONDA, R.. Potential discharge, attenuation and exposure risk of SARS-CoV-2 in natural water bodies receiving treated wastewater. **npj Clean Water**, v. 4, n. 1, p. 1–11, 2021a. <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00098-2>

KUMAR, M.; KURODA, K.; PATEL, A. K.; PATEL, N.; BHATTACHARYA, P.; JOSHI, M.; JOSHI, C. Decay of SARS-CoV-2 RNA along the wastewater treatment outfitted with Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) system evaluated through two sample concentration techniques. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142329, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142329>

KUMBLATHAN, T.; LIU, Y.; UPPAL, G. K.; HRUDEY, S. E.; LI, X. Wastewater-Based Epidemiology for Community Monitoring of SARS-CoV-2: Progress and Challenges. **ACS Environmental Au**, v. 1, n. 1, p. 18–31, 2021. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.1c00015>

KURANI, N.; POLLITZ, K.; COTLIAR, D.; RAMIREZ, G.; COX, C. **COVID-19 Test Prices and Payment Policy - Peterson-KFF Health System Tracker**. 2021. Disponível em: [\[temtracker.org/brief/covid-19-test-prices-and-payment-policy\]\(https://temtracker.org/brief/covid-19-test-prices-and-payment-policy\). Acesso em: 30 abr. 2021.](https://www.healthsys-</p>
</div>
<div data-bbox=)

LA ROSA, G.; IACONELLI, M.; MANCINI, P.; BONANNO FERRARO, G.; VENERI, C.; BONADONNA, L.; LUCENTINI, L.; SUFFREDINI, E. First detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewaters in Italy. **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 139652, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139652>

LAHRICH, S.; LAGHRIB, F.; FARAH, A.; BAKASSE, M.; SAQRANE, S.; EL MHAMMEDI, M. A. Review on the contamination of wastewater by COVID-19 virus: Impact and treatment. **Science of the Total Environment**, v. 751, p. 142325, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142325>

LAVERICK, M. A.; WYN-JONES, A. P.; CARTER, M. J. Quantitative RT-PCR for the enumeration of noroviruses (Norwalk-like viruses) in water and sewage. **Letters in Applied Microbiology**, v. 39, n. 2, p. 127–136, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2004.01534.x>

LAZUKA, A.; SOYEUX, E.; SAMPSON, M.; LEPEUPLE, A.; DELEUZE, Y.; DUTEIL, S. P.; LACROIX, S. COVID-19 wastewater based epidemiology: long-term monitoring of 10 WWTP in France reveals the importance of the sampling context. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 8, p. 1997–2013, 2021. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.418>

LEVICAN, J.; LEVICAN, A.; AMPUERO, M.; GAGGERO, A. JC polyomavirus circulation in one-year surveillance in wastewater in Santiago, Chile. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 71, p. 151–158, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2019.03.017>

LI, J.; LIU, J.; YU, H.; ZHAO, W.; XIA, X.; YOU, S.; ZHANG, J.; TONG, H.; WEI, L. Sources, fates and treatment strategies of typical viruses in urban sewage collection/treatment systems: A review. **Desalination**, v. 534, p. 115798, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115798>

LIU, D.; THOMPSON, J. R.; CARDUCCI, A.; BI, X. Potential secondary transmission of SARS-CoV-2 via wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 142358, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142358>

LODDER, W.; DE RODA HUSMAN, A. M. SARS-CoV-2 in wastewater: potential health risk, but also data source. **The Lancet Gastroenterology and Hepatology**, v. 5, n. 6, p. 533–534, 2020. [https://doi.org/10.1016/S2468-1253\(20\)30087-X](https://doi.org/10.1016/S2468-1253(20)30087-X)

LUPERINI, R. S.; SANTOS, R. A. C. dos. PCR, qPCR, RT-qPCR... Sopa de letrinhas científica? - **Ilha do Conhecimento**. 2021. Disponível em: <https://ilhadoconhecimento.com.br/pcr-qpcr-rt-qpcr-sopa-de-letrinhas-cientifica>. Acesso em: 28 jul. 2021.

MA, D.; STRAATHOF, J.; LIU, Y.; HULL, N. M. Monitoring SARS-CoV-2 RNA in Wastewater with RT-qPCR and Chip-Based RT-dPCR: Sewershed-Level Trends and Relationships to COVID-19. **ACS ES&T Water**, 2022. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00055>

- MACHADO, E. C.; LEAL, C. D.; COELHO, B. L.; CHERNICHARO, C. A. DE L.; DE ARAÚJO, J. C. Detecção e quantificação de bactérias resistentes aos antibióticos ampicilina e cloranfenicol em estações de tratamento de esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 847–857, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020180001>
- MAIDA, C. M.; AMODIO, E.; MAZZUCCO, W.; LA ROSA, G.; LUCENTINI, L.; SUFFREDINI, E.; PALERMO, M.; ANDOLINA, G.; IAIA, F. R.; MERLO, F.; CHIARELLI, M. G.; SIRAGUSA, A.; VITALE, F.; TRAMUTO, F. Wastewater-based epidemiology for early warning of SARS-CoV-2 circulation: A pilot study conducted in Sicily, Italy. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 242, p. 113948, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.113948>
- MCMAHAN, C. S.; SELF, S.; RENNERT, L.; KALBAUGH, C.; KRIEBEL, D.; GRAVES, D.; COLBY, C.; DEEVER, J. A.; POPAT, S. C.; KARANFIL, T.; FREEDMAN, D. L. COVID-19 wastewater epidemiology: a model to estimate infected populations. **The Lancet Planetary Health**, v. 5, n. 12, p. E874–E881, 2021. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00230-8](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00230-8)
- MCMINN, B. R.; KORAJKIC, A.; KELLEHER, J.; HERRMANN, M. P.; PEMBERTON, A. C.; AHMED, W.; VILLEGAS, E. N.; OSHIMA, K. Development of a large volume concentration method for recovery of coronavirus from wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 774, p. 145727, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145727>
- MEDEMA, G.; HEIJNEN, L.; ELSINGA, G.; ITALIAANDER, R.; BROUWER, A. Presence of SARS-Coronavirus-2 RNA in Sewage and Correlation with Reported COVID-19 Prevalence in the Early Stage of the Epidemic in the Netherlands. **Environmental Science and Technology Letters**, v. 7, n. 7, p. 511–516, 2020. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00357>
- MONTEIRO, S.; RENTE, D.; CUNHA, M. V.; GOMES, M. C.; MARQUES, T. A.; LOURENÇO, A. B.; CARDOSO, E.; ÁLVARO, P.; SILVA, M.; COELHO, N.; VILAÇA, J.; MEIRELES, F.; BRÔCO, N.; CARVALHO, M. SANTOS, R. A wastewater-based epidemiology tool for COVID-19 surveillance in Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 804, p. 150264, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150264>
- MORESCO, V.; CHARATZIDOU, A.; OLIVER, D. M.; WEIDMANN, M.; MATAALLANA-SURGET, S.; QUILLIAM, R. S. Binding, recovery, and infectiousness of enveloped and non-enveloped viruses associated with plastic pollution in surface water. **Environmental Pollution**, v. 308, p. 119594, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119594>
- NAUGHTON, C. C. **COVIDPoots19**. 2022. Disponível em: <https://ucmerced.maps.arcgis.com/apps/opsdashboard/index.html#/c778145ea5bb4daeb58d31afee389082>. Acesso em: 29 set. 2022.
- NAUGHTON, C. C.; ROMAN, F. A.; GRACE, A.; ALVARADO, F.; TARIQI, A. Q.; DEEMING, M. A.; BIBBY, K.; BIVINS, A.; ROSE, J. B.; MEDEMA, G.; AHMED, W.; KATSIVELIS, P.; ALLAN, V.; SINCLAIR, R.; ZHANG, Y.; KINYUA, M. N. Show us the Data: Global COVID-19 Wastewater Monitoring Efforts, Equity, and Gaps. **medRxiv** (preprint), 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.03.14.21253564>
- NEMUDRYI, A.; NEMUDRAIA, A.; SURYA, K.; WIEGAND, T.; BUYUKYORUK, M.; CICHA, C.; VANDERWOOD, K. K.; WILKINSON, R.; WIEDENHEFT, B. Temporal detection and phylogenetic assessment of SARS-CoV-2 in municipal wastewater. **Cell Reports Medicine**, v. 1, n. 6, p. 100098, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.xcrm.2020.100098>
- OLIVEIRA, L. C. de; TORRES-FRANCO, A. F.; LOPES, B. C.; SANTOS, B. S. Á. DA S.; COSTA, E. A.; COSTA, M. S.; REIS, M. T. P.; MELO, M. C.; POLIZZI, R. B.; TEIXEIRA, M. M.; MOTA, C. R. Viability of SARS-CoV-2 in river water and wastewater at different temperatures and solids content. **Water Research**, v. 195, p. 117002, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117002>
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522005000400011>
- ONGERTH, J. E.; DANIELSON, R. E. RT qLAMP-Direct Detection of SARS-CoV-2 in Raw Sewage. **Journal of Biomolecular Techniques**, v. 32, n. 3, p. 206–213, 2021. <https://doi.org/10.7171/jbt.21-32-03-016>
- PECCIA, J.; ZULLI, A.; BRACKNEY, D. E.; GRUBAUGH, N. D.; KAPLAN, E. H.; CASANOVAS-MASSANA, A.; KO, A. I.; MALIK, A. A.; WANG, D.; WANG, M.; WARREN, J. L.; WEINBERGER, D. M.; OMER, S. B. Measurement of SARS-CoV-2 RNA in wastewater tracks community infection dynamics. **Nature Biotechnology**, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41587-020-0684-z>
- PÉREZ-CATALUÑA, A.; CUEVAS-FERRANDO, E.; RANDAZZO, W.; FALCÓ, I.; ALLENDE, A.; SÁNCHEZ, G. Comparing analytical methods to detect SARS-CoV-2 in wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 143870, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143870>
- PHILO, S. E.; KEIM, E. K.; SWANSTROM, R.; ONG, A. Q. W.; BURNOR, E. A.; KOSSIK, A. L.; HARRISON, J. C.; DEMEKE, B. A.; ZHOU, N. A.; BECK, N. K.; SHIRAI, J. H.; MESCHKE, J. S. A comparison of SARS-CoV-2 wastewater concentration methods for environmental surveillance. **Science of the Total Environment**, v. 760, p. 144215, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144215>
- PILEVAR, M.; KIM, K. T.; LEE, W. H. Recent advances in biosensors for detecting viruses in water and wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, p. 124656, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124656>
- PRADO, T.; FUMIAN, T. M.; MANNARINO, C. F.; RESENDE, P. C.; MOTTA, F. C.; EPIINGHAUS, A. L. F.; VALE, V. H. C. do; BRAZ, R. M. S.; ANDRADE, J. da S. R. de; MARANHÃO, A. G.; MIAGOSTOVICH, M. P. Wastewater-based epidemiology as a useful tool to track SARS-CoV-2 and support public health policies at municipal level

in Brazil. **Water Research**, v. 191, p. 116810, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116810>

PRADO, T.; MIAGOSTOVICH, M. P. Virologia ambiental e saneamento no Brasil: Uma revisão narrativa. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 30, n. 7, p. 1367–1378, 2014. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00109213>

PRADO, T.; SILVA, D. M.; GUILAYN, W. C.; ROSE, T. L.; GASPAR, A. M. C.; MIAGOSTOVICH, M. P. Quantification and molecular characterization of enteric viruses detected in effluents from two hospital wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 45, n. 3, p. 1287–1297, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.012>

RANDAZZO, W.; CUEVAS-FERRANDO, E.; SANJUÁN, R.; DOMINGO-CALAP, P.; SÁNCHEZ, G. Metropolitan wastewater analysis for COVID-19 epidemiological surveillance. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 230, p. 113621, 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113621>

RANDAZZO, W.; TRUCHADO, P.; CUEVAS-FERRANDO, E.; SIMÓN, P.; ALLENDE, A.; SÁNCHEZ, G. SARS-CoV-2 RNA in wastewater anticipated COVID-19 occurrence in a low prevalence area. **Water Research**, v. 181, p. 11594, 2020a. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115942>

ROLLEMBERG, S.; BARROS, A. N. DE; LIMA, J. P. M. DE. Avaliação da contaminação, sobrevivência e remoção do coronavírus em sistemas de tratamento de esgoto sanitário. **Revista Tecnologia**, v. 41, n. 1, p. 1–15, 2020. <https://doi.org/10.5020/23180730.2020.10849>

ROMERO, O. C.; STRAUB, A. P.; KOHN, T.; NGUYEN, T. H. Role of temperature and suwannee river natural organic matter on inactivation kinetics of rotavirus and bacteriophage MS2 by solar irradiation. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 24, p. 10385–10393, 2011. <https://doi.org/10.1021/es202067f>

RUSIÑOL, M.; MARTÍNEZ-PUCHOL, S.; FORÉS, E.; ITARTE, M.; GIRO-NES, R.; BOFILL-MAS, S. Concentration methods for the quantification of coronavirus and other potentially pandemic enveloped virus from wastewater. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 17, p. 21–28, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.08.002>

RZEŽUTKA, A.; COOK, N. Survival of human enteric viruses in the environment and food. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 28, n. 4, p. 441–453, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.femsre.2004.02.001>

SANJUÁN, R.; DOMINGO-CALAP, P. Reliability of Wastewater Analysis for Monitoring COVID-19 Incidence Revealed by a Long-Term Follow-Up Study. **Frontiers in Virology**, v. 1, p. 776998, 2021. <https://doi.org/10.3389/fviro.2021.776998>

SAPULA, S. A.; WHITTALL, J. J.; PANDOPULOS, A. J.; GERBER, C.; VENTER, H. An optimized and robust PEG precipitation method for detection of SARS-CoV-2 in wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 785, p. 147270, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147270>

SCHAAR, H.; SOMMER, R.; SCHÜRHAAGL, R.; YILLIA, P.; KREUZINGER, N. Microorganism inactivation by an ozonation step optimized for micropollutant removal from tertiary effluent. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 2, p. 311–318, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.212>

SCHMITZ, B. W.; INNES, G. K.; PRASEK, S. M.; BETANCOURT, W. Q.; STARK, E. R.; FOSTER, A. R.; ABRAHAM, A. G.; GERBA, C. P.; PEPPER, I. L. Enumerating asymptomatic COVID-19 cases and estimating SARS-CoV-2 fecal shedding rates via wastewater-based epidemiology. **medRxiv** (preprint), 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.04.16.21255638>

SERRA-COMPTE, A.; GONZÁLEZ, S.; ARNALDOS, M.; BERLENDIS, S.; COURTOIS, S.; LORET, J. F.; SCHLOSSER, O.; YÁÑEZ, A. M.; SORIA-SORIA, E.; FITTIPALDI, M.; SAUCEDO, G.; PINAR-MÉNDEZ, A.; PARAIRA, M.; GALOFRÉ, B.; LEMA, J. M.; BALBOA, S.; MAURICIO-IGLESIAS, A. B.; PINTO, R. M.; BERTRAND, I.; GANTZER, C.; MONTERO, X. L. Elimination of SARS-CoV-2 along wastewater and sludge treatment processes. **Water Research**, v. 202, p. 117435, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117435>

SHANNON, M. A.; BOHN, P. W.; ELIMELECH, M.; GEORGIADIS, J. G.; MARIAS, B. J.; MAYES, A. M. Science and technology for water purification in the coming decades. **Nature**, v. 452, n. 7185, p. 301–310, 2008. <https://doi.org/10.1038/nature06599>

SHERCHAN, S. P.; SHAHIN, S.; WARD, L. M.; TANDUKAR, S.; AW, T. G.; SCHMITZ, B.; AHMED, W.; KITAJIMA, M. First detection of SARS-CoV-2 RNA in wastewater in North America: A study in Louisiana, USA. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 140621, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140621>

SIMS, N.; KASPRZYK-HORDERN, B. Future perspectives of wastewater-based epidemiology: Monitoring infectious disease spread and resistance to the community level. **Environment International**, v. 139, p. 105689, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105689>

SOSA-HERNÁNDEZ, J. E.; OYERVIDES-MUÑOZ, M. A.; MELCHOR-MARTÍNEZ, E. M.; DRIVER, E. M.; BOWES, D. A.; KRABERGER, S.; LUCERO-SAUCEDO, S. L.; FONTENELE, R. S.; PARRA-ARROYO, L.; HOLLAND, L. A.; PEÑA-BENAVIDES, S. A.; NEWEL, M. E.; MARTÍNEZ-RUIZ, M.; ADHIKARI, S.; RODAS-ZULUAGA, L. I.; KUMAR, R.; LÓPEZ-PACHECO, I. Y.; CASTILLO-ZACARIAS, C.; IQBAL, H. M. N.; LIM, E. S.; SALAS-LIMÓN, D.; VARSANI, A.; HALDEN, R. U.; PARRA-SALDÍVAR, R. Extensive Wastewater-Based Epidemiology as a Resourceful Tool for SARS-CoV-2 Surveillance in a Low-to-Middle-Income Country through a Successful Collaborative Quest: WBE, Mobility, and Clinical Tests. **Water**, v. 14, n. 12, p. 1842, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14121842>

THAKUR, A. K.; SATHYAMURTHY, R.; VELRAJ, R.; LYNCH, I.; SAIDUR, R.; PANDEY, A. K.; SHARSHIR, S. W.; KABEEL, A. E.; HWANG, J.; GANESHKUMAR, P. Secondary transmission of SARS-CoV-2 through wastewater: Concerns and tactics for treatment to effectively control the pandemic. **Journal of Environmental Ma-**

- nagement, v. 290, p. 112668, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112668>
- THEVENIN, T.; LOBERT, P. E.; HOBER, D. Inactivation of Coxsackievirus B4, Feline Calicivirus and Herpes Simplex Virus Type 1: Unexpected Virucidal Effect of a Disinfectant on a Non-Enveloped Virus Applied onto a Surface. *Intervirology*, v. 56, n. 4, p. 224–230, 2013. <https://doi.org/10.1159/000350556>
- THONGPRACHUM, A.; FUJIMOTO, T.; TAKANASHI, S.; SAITO, H.; OKITSU, S.; SHIMIZU, H.; KHAMRIN, P.; MANEEKARN, N.; HAYAKAWA, S.; USHIJIMA, H. Detection of nineteen enteric viruses in raw sewage in Japan. *Infection, Genetics and Evolution*, v. 63, p. 17–23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2018.05.006>
- TORII, S.; OISHI, W.; ZHU, Y.; THAKALI, O.; MALLA, B.; YU, Z.; ZHAO, B.; ARAKAWA, C.; KITAJIMA, M.; HATA, A.; IHARA, M.; KYUWA, S.; SAN, D.; HARAMOTO, E.; KATAYAMA, H. Comparison of five polyethylene glycol precipitation procedures for the RT-qPCR based recovery of murine hepatitis virus, bacteriophage phi6, and pepper mild mottle virus as a surrogate for SARS-CoV-2 from wastewater. *Science of the Total Environment*, v. 807, p. 150722, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150722>
- TRAN, H. N.; LE, G. T.; NGUYEN, D. T.; JUANG, R. S.; RINKLEBE, J.; BHATNAGAR, A.; LIMA, E. C.; IQBAL, H. M. N.; SARMAH, A. K.; CHAO, H. P. SARS-CoV-2 coronavirus in water and wastewater: A critical review about presence and concern. *Environmental Research*, v. 193, p. 110265, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110265>
- UCKER, F. E.; ROGÉRIO, A.; ALMEIDA, A.; DANIEL, P.; KEMERICH, C. Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater in a constructed wetland system using vetiver grass. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, n. 3, 2012. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. v. 1, 452 p.
- WAN, Y.; SHANG, J.; GRAHAM, R.; BARIC, R. S.; LI, F. Receptor Recognition by the Novel Coronavirus from Wuhan: an Analysis Based on Decade-Long Structural Studies of SARS Coronavirus. *Journal of Virology*, v. 94, n. 7, p. 127–147, 2020. <https://doi.org/10.1128/jvi.00127-20>
- WANG, H.; SIKORA, P.; RUTGERSSON, C.; LINDH, M.; BRODIN, T.; BJÖRLENIUS, B.; LARSSON, D. G. J.; NORDER, H. Differential removal of human pathogenic viruses from sewage by conventional and ozone treatments. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 221, n. 3, p. 479–488, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.01.012>
- WANG, J.; SHEN, J.; YE, D.; YAN, Y.; ZHANG, Y.; YANG, W.; LI, X.; WANG, J.; ZHANG, L.; PAN, L. Disinfection technology of hospital wastes and wastewater: Suggestions for disinfection strategy during coronavirus Disease 2019 (COVID-19) pandemic in China. *Environmental Pollution*, v. 262, p. 114665, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114665>
- WANG, R.; ALAMIN, MD.; TSUJI, S.; HARA-YAMAMURA, H.; HATA, A.; ZHAO, B.; IHARA, M.; HONDA, R. Removal performance of SARS-CoV-2 in wastewater treatment by membrane bioreactor, anaerobic-anoxic-oxic, and conventional activated sludge processes. *Science of the Total Environment*, p. 158310, 2022a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158310>
- WANG, X. W.; LI, J. S.; JIN, M.; ZHEN, B.; KONG, Q. X.; SONG, N.; XIAO, W. J.; YIN, J.; WEI, W.; WANG, G. J.; SI, B. Y.; GUO, B. Z.; LIU, C.; OU, G. R.; WANG, M. N.; FANG, T. Y.; CHAO, F. H.; LI, J. W. Study on the resistance of severe acute respiratory syndrome-associated coronavirus. *Journal of Virological Methods*, v. 126, p. 171–177, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2005.02.005>
- WANG, Z.; ZHANG, C. M.; LI, C. X.; LI, Y. F.; MOU, X.; YOU, R. Evaluation of adsorption-elution methods with positively and negatively charged membranes for virus concentration in municipal wastewater: New insight into effects of dissolved organic matter. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, p. 107875, 2022b. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107875>
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **OMS pede aumento de investimentos para atingir meta de banheiro para todos**. 2018. Disponível em: <https://www.paho.org/pt/noticias/1-10-2018-oms-pede-aumento-investimentos-para-atingir-meta-banheiro-para-todos>. Acesso em: 1 mai. 2021.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Coronavirus disease (COVID-19): How is it transmitted?**. 2020a. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/q-a-detail/coronavirus-disease-covid-19-how-is-it-transmitted>. 2020a. Acesso em: 27 abr. 2021.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Water, sanitation, hygiene, and waste management for SARS-CoV-2, the virus that causes COVID-19**. 2020b. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-2019-nCoV-IPC-WASH-2020.4>. Acesso em: 27 abr. 2021.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Tracking SARS-CoV-2 variants**. 2022. Disponível em: <https://www.who.int/en/activities/tracking-SARS-CoV-2-variants>. Acesso em: 29 set. 2022.
- WIGGINTON, K. R.; YE, Y.; ELLENBERG, R. M. Emerging investigators series: The source and fate of pandemic viruses in the urban water cycle. *Environmental Science: Water Research and Technology*, v. 1, n. 6, p. 735–746, 2015. <https://doi.org/10.1039/c5ew00125k>
- WILDER, M. L.; MIDDLETON, F.; LARSEN, D. A.; DU, Q.; FENTY, A.; ZENG, T.; INSAF, T.; KILARU, P.; COLLINS, M.; KMUSH, B.; GREEN, H. C. Co-quantification of crAssphage increases confidence in wastewater-based epidemiology for SARS-CoV-2 in low prevalence areas. *Water Research X*, v. 11, p. 100100, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100100>
- WOLOSHIN, S.; PATEL, N.; KESSELHEIM, A. S. False Negative Tests for SARS-CoV-2 Infection — Challenges and Implications. *New England Journal of Medicine*, v. 383, n. 6, p. e38, 2020. <https://doi.org/10.1056/nejmp2015897>

WU, F.; ZHANG, J.; XIAO, A.; GU, X.; LEE, W. L.; ARMAS, F.; KAUF-FMAN, K.; HANAGE, W.; MATUS, M.; GHAEI, N.; ENDO, N.; DUVAL-LET, C.; POYET, M.; MONIZ, K.; WASHBURN, A. D.; ERICKSON, T. B.; CHAI, P. R.; THOMPSON, J.; ALM, E. J. SARS-CoV-2 titers in wastewater are higher than expected from clinically confirmed cases. **mSystems**, 2020b. <https://doi.org/10.1101/2020.04.05.200515>

WU, F.; ZHAO, S.; YU, B.; CHEN, Y. M.; WANG, W.; SONG, Z. G.; HU, Y.; TAO, Z. W.; TIAN, J. H.; PEI, Y. Y.; YUAN, M. L.; ZHANG, Y. L.; DAI, F. H.; LIU, Y.; WANG, Q. M.; ZHENG, J. J.; XU, L.; HOLMES, E. C.; ZHANG, Y. Z. A new coronavirus associated with human respiratory disease in China. **Nature**, v. 579, n. 7798, p. 265–269, 2020a. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2008-3>

WURTZER, S.; MARECHAL, V.; MOUCHEL, J. M.; MADAY, Y.; TEYS-SOU, R.; RICHARD, E.; ALMAYRAC, J. L.; MOULIN, L. Evaluation of lockdown impact on SARS-CoV-2 dynamics through viral genome quantification in Paris wastewaters. **medRxiv** (preprint), 2020. <https://doi.org/10.1101/2020.04.12.20062679>

XIAO, F.; TANG, M.; ZHENG, X.; LIU, Y.; LI, X.; SHAN, H. Evidence for Gastrointestinal Infection of SARS-CoV-2. **Gastroenterology**, v. 158, n. 6, p. 1831–1833.e3, 2020. <https://doi.org/10.1053/j.gastro.2020.02.055>

YANG, Q.; RIVAILLER, P.; ZHU, S.; YAN, D.; XIE, N.; TANG, H.; ZHANG, Y.; XU, W. Detection of multiple viruses potentially infecting humans in sewage water from Xinjiang Uygur Autonomous Region, China. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142322, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142322>

YAO, L.; ZHU, W.; SHI, J.; XU, T.; QU, G.; ZHOU, W.; YU, X. F.; ZHANG, X.; JIANG, G. Detection of coronavirus in environmental surveillance and risk monitoring for pandemic control. **Chemical Society**

Reviews, v. 50, p. 3656–3676, 2021. <https://doi.org/10.1039/d0cs00595a>

YE, Y.; ELLENBERG, R. M.; GRAHAM, K. E.; WIGGINTON, K. R. Survivability, Partitioning, and Recovery of Enveloped Viruses in Untreated Municipal Wastewater. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 10, p. 5077–5085, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00876>

ZAMHURI, S. A.; SOON, C. F.; NORDIN, A. N.; AB RAHIM, R.; SULTANA, N.; KHAN, M. A.; LIM, G. P.; TEE, K. S. A review on the contamination of SARS-CoV-2 in water bodies: Transmission route, virus recovery and recent biosensor detection techniques. **Sensing and Bio-Sensing Research**, p. 100482, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.sbsr.2022.100482>

ZHANG, F.; LI, Z.; YIN, L.; ZHANG, Q.; ASKARINAM, N.; MUNDACA-URIBE, R.; TEHRANI, F.; KARSHALEV, E.; GAO, W.; ZHANG, L.; WANG, J. ACE2 Receptor-Modified Algae-Based Microrobot for Removal of SARS-CoV-2 in Wastewater. **Journal of the American Chemical Society**, v. 143, n. 31, p. 12194–12201, 2021. <https://doi.org/10.1021/jacs.1c04933>

ZHANG, J.; WANG, S.; XUE, Y. Fecal specimen diagnosis 2019 novel coronavirus-infected pneumonia. **Journal of Medical Virology**, v. 92, n. 6, p. 680–682, 2020. <https://doi.org/10.1002/jmv.25742>

ZHENG, X.; DENG, Y.; XU, X.; LI, S.; ZHANG, Y.; DING, J.; ON, H. Y.; LAI, J. C. C.; YAU, C. I.; CHIN, A. W. H.; POON, L. L. M.; TUN, H. M.; ZHANG, T. Comparison of virus concentration methods and RNA extraction methods for SARS-CoV-2 wastewater surveillance. **Science of the Total Environment**, v. 824, p. 153687, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153687>

Aplicação de técnicas de *machine learning* no preenchimento de falhas em séries temporais de precipitação mensal

Machine learning techniques application in filling flaws of monthly precipitation time series

• **Data de entrada:**
29/03/2021
• **Data de aprovação:**
26/10/2022

Guilherme Marques Farias^{1*} | Francisco de Assis de Souza Filho¹ | Marco Aurélio Holanda de Castro¹ | David Lopes de Souza¹ | Luis Henrique Magalhães Costa²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.058>

ORCID ID

Farias GM  <https://orcid.org/0000-0002-6726-9210>

Souza Filho FA  <https://orcid.org/0000-0001-5989-1731>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Souza DL  <https://orcid.org/0000-0001-8041-9511>

Costa LHM  <https://orcid.org/0000-0002-1781-4188>

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo verificar a eficácia das técnicas de Redes Neurais Artificiais (RNA) e *Random Forest* (RF) no processo de reconstrução de séries temporais de precipitação mensal com falhas. O estudo foi aplicado em séries de estações pluviométricas distribuídas no Estado do Ceará, admitindo que as mesmas apresentam falhas, as quais são corrigidas em função das séries históricas de estações vizinhas. A eficácia das técnicas foi verificada dentro de um processo de validação cruzada. No geral, a *Random Forest* apresentou o melhor desempenho, superando a RNA em número de validações com coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) superior a 0,75. Nas melhores validações, para ambos os modelos, encontraram-se valores de NSE acima de 0,9 para todas as estações base. O desempenho dos modelos na estação base 2 (EB2), onde obteve-se o melhor desempenho do estudo, apresenta um indicativo de que há uma melhor adaptação dos mesmos a anos com precipitações mais intensas.

Palavras-chave: *Machine Learning*. Séries temporais. Precipitação. Preenchimento de falhas. *Random Forest*.

Abstract

The present work aims to verify the effectiveness of Artificial Neural Networks (ANN) and Random Forest (RF) techniques in the process of reconstructing faulty monthly rainfall time series. The study was applied series of rainfall stations distributed in the State of Ceará, assuming that the same faults presented, as they are corrected in function of the neighboring stations historical series. The techniques effectiveness was verified within a cross-validation process. Overall, Random Forest presented the best performance, surpassing RNA in validations number with Nash and Sutcliffe coefficient (NSE) greater than 0.75. In the best validations, for both models, NSE values above 0.9 were obtained for all base stations. The performance of the models in base station 2 (EB2), where the best performance of the study was obtained, shows that there is a better adaptation of the models to years with more intense rainfall.

Keywords: *Machine Learning*. Time series. Precipitation. Fault filling. *Random Forest*.

¹ Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Universidade Estadual Vale do Acaraú - Sobral - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** guilhermemf15@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Estudos de precipitação são cada vez mais importantes, tendo em vista a necessidade contínua de conhecimento sobre essa variável para o gerenciamento adequado dos recursos hídricos (SANTOS et al., 2009). De acordo com Costa et al. (2013), para estudos que envolvem análises em longo prazo, como previsões climáticas, análises de variações e tendências, faz-se necessário o uso de séries temporais consistentes para que se tenham resultados condizentes com a realidade. Wanderley et al. (2014) destacam que a disponibilidade de uma série de dados contínua e com o mínimo de falhas nos dados observados é fundamental para estabelecer e caracterizar o clima de uma região, proporcionando meios para uma correta avaliação de suas condições.

A lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos no Brasil, preconiza, entre seus instrumentos, a instituição de um Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos; todavia, tal instrumento ainda se mostra muito incipiente (OLIVEIRA et al., 2010). O sistema Hidroweb da Agência Nacional de Águas, apesar de ser uma importante ferramenta para estudos hidrológicos, ainda apresenta muitas falhas diárias, mensais e anuais, o que acaba por inviabilizar a utilização de muitas séries temporais. Depiné et al. (2014) argumentam que as falhas em séries temporais, em previsões ou simulações hidrológicas, dificultam o ajuste de distribuições estatísticas aos dados históricos, reduzindo o desempenho de modelos ou, até mesmo, inviabilizando sua aplicação.

Evidencia-se uma crescente busca na comunidade científica por métodos que corrijam falhas em séries temporais, tornando-as aptas ao uso em diversos estudos. Wanderley et al. (2012) utilizaram *Krigagem* para preencher falhas de dados de precipitação em 63 estações pluviométricas entre os anos de 1965 e 1980, obtendo resultados satisfatórios. Coulibaly e Becker (2009) avaliaram o desempenho de cinco métodos de

interpolação espacial (IPD, *Krigagem*, *Krigagem* ordinário, *Krigagem* Universal e *Cokrigagem*) no preenchimento de falhas de precipitação de 545 estações, tendo a *Krigagem* demonstrado o melhor desempenho entre os demais métodos. Com o intuito de preencher falhas de precipitação mensal, Bier e Ferraz (2017) avaliaram o desempenho de seis métodos, sendo estes: Regressão Linear Múltipla (RLM), Ponderação Regional (PR), Inverso da Potência da Distância (IPD), Método da razão normal (MRN), *Krigagem* Universal (KRG) e Média aritmética simples (MA). Conforme os resultados obtidos, o autor conclui que nenhum método se sobressaiu em relação aos demais.

Nos últimos anos, tem-se presenciado avanços significativos no ramo do reconhecimento de padrões não lineares, onde problemas complexos vêm tendo suas soluções garantidas por meio da aplicação de aprendizado de máquina (*Machine Learning*) (LOURENCETTI, 2011). A ideia básica dessas técnicas é prever o comportamento de um determinado fenômeno a partir do reconhecimento de padrões que são ensinados por meio de um processo de treinamento. Costache (2019) afirma que as principais vantagens do uso de *Machine Learning* (ML) residem no seu alto grau de automação e também na fácil identificação de tendências e padrões em um conjunto de dados, além de possibilidade de trabalhar com vários tipos de dados em escala multidimensional. No campo da hidrologia, o uso de ML tem ganhado espaço devido aos bons resultados presenciados na predição de variáveis hidrológicas (OLIVEIRA et al. 2013, DORNELLES et al. 2013; DEPINÉ et al. 2014).

Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo verificar o desempenho de duas técnicas de *Machine Learning* (Redes Neurais Artificiais e *Random Forest*) no processo de reconstrução de séries mensais de precipitação que apresentam falhas. O estudo foi aplicado em séries temporais de 25 anos de dados, compreendidos entre os anos de 1991 e 2015, oriundos de medições em

estações pluviométricas distribuídas nas principais bacias hidrográficas do Estado do Ceará.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Redes neurais artificiais

Uma rede neural artificial (RNA) pode ser entendida como um modelo matemático inspirado no cérebro de organismos inteligentes, que, após um processo de treinamento, adquire conhecimento sobre um determinado padrão e torna-se capaz de efetuar previsões. Assim como a estrutura neural do ser humano possui neurônios biológicos, a RNA (Fig. 1a) é composta por um conjunto de unidades computacionais denominadas neurônios artificiais (Fig. 1b). De acordo com Abraham et al. (2019), cada neurônio artificial possui terminais de entrada similares aos dentritos dos neurônios biológicos, que recebem uma informação, computam esse dado e, posteriormente, fornecem uma saída que será propagada para as demais unidades. FERNEDA (2006) ressalta que o comportamento das conexões entre os neurônios é definido por meio de pesos atribuídos a cada uma delas, sendo estes valores positivos ou negativos, a depender a finalidade do problema.

Em termos de estrutura, uma RNA convencional é composta por uma camada de entrada, respon-

sável pela apresentação dos dados de entrada a camadas posteriores, uma camada intermediária ou várias, onde são processados os dados de entrada de modo a facilitar a resolução do problema, e a camada de saída, que gera a saída da rede neural. Cada camada é composta por n neurônios, que definem a arquitetura de uma RNA, sendo a quantidade para as camadas de entrada e saída definida pelo número de variáveis de entrada e saída do problema, respectivamente.

O treinamento de uma RNA é feito por uma rotina denominada algoritmo de aprendizado. O processo consiste em fornecer à RNA um conjunto de padrões de entrada, com suas respectivas saídas. Para cada entrada, o algoritmo de aprendizado indica a qualidade da resposta produzida pela RNA por meio da comparação com o resultado esperado, logo o erro entre os dois valores é informado à rede para que sejam feitos ajustes nos pesos das conexões entre os neurônios, a fim de melhorar suas futuras respostas (FERNEDA, 2006). O processo de treinamento persiste até que o erro entre a saída esperada e a saída dada pela RNA atinja um valor mínimo tolerável. Após o treinamento adequado, dado um conjunto de padrões de entrada diferente do que foi utilizado no treinamento, a RNA torna-se capaz de prever saídas condizentes com valores esperados para o problema.

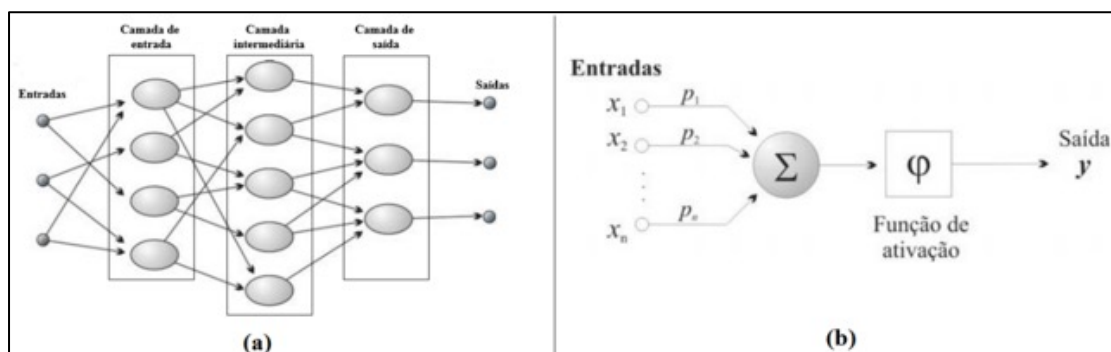


Figura 1 - Representação gráfica de uma rede neural artificial (a) e de um neurônio artificial (b).

Fonte: FERNEDA (2006)

2.2 Random Forest

De uma maneira geral, o modelo *Random Forest* (RF) pode ser caracterizado como uma técnica que cria uma série de árvores de decisão de forma aleatória, de modo a formar uma espécie de “floresta” onde cada árvore é utilizada para fornecer um determinado resultado final para o problema.

Em uma RF, as árvores de decisão estabelecem uma estrutura similar a um fluxograma composto por nós (variáveis), onde uma condição é verifica-

da. Caso a condição seja satisfeita, a informação contida no nó segue pelos ramos da árvore até os nós subsequentes, de modo que, ao se alcançar o final da estrutura, obtenha-se um resultado que determina a resposta final da RF. Vale destacar que o resultado final pode ser obtido pela votação do resultado mais relevante dentre os individuais gerados por cada árvore, assim como por meio da média aritmética dos resultados individuais das mesmas. A Fig. 2 apresenta uma ilustração do processo que é feito em uma RF.

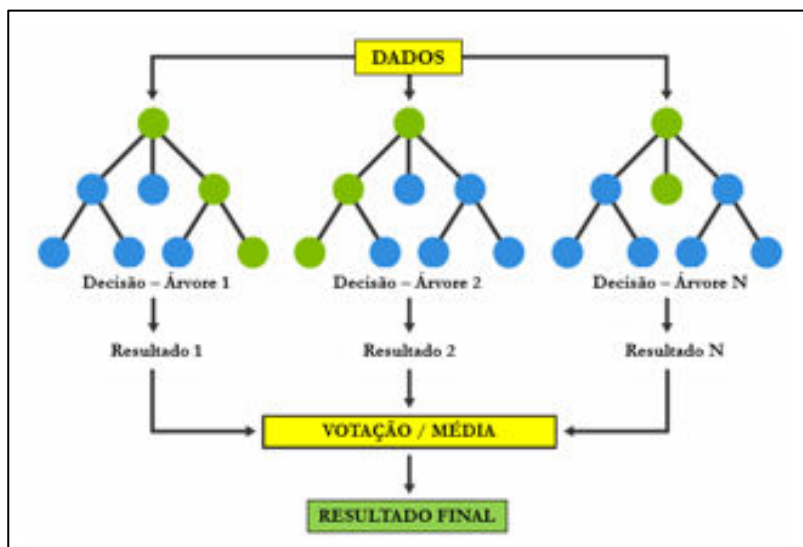


Figura 2 - Representação gráfica de uma Random Forest.

Para a execução de um modelo RF, faz-se necessário, inicialmente, separar o conjunto de dados, sendo uma parte direcionada para efetuar o treinamento do modelo e outra para a validação do mesmo. O processo de criação das árvores de decisão se dá por um mecanismo denominado bagging. Para a criação de cada árvore seleciona-se, de forma aleatória, uma determinada quantidade de amostras de dados do conjunto original de treinamento, sendo estas compostas por valores atribuídos às variáveis utilizadas no problema (XAVIER, 2020). A escolha da variável que será utilizada no primeiro nó da árvore, conforme ilustrado na Fig. 3, dá-se por meio de métodos

como entropia ou o Índice de Gini, objetivando captar a variável mais representativa para o conjunto de dados. Nesse caso, são selecionadas, de forma aleatória, duas ou mais variáveis, ficando a critério dos métodos definir qual a mais representativa. Para a escolha da variável utilizada no próximo nó, o processo se repete, excluindo-se as variáveis que já foram selecionadas em nós anteriores, construindo-se a árvore até o último nó. Com a estrutura de árvores criada, é possível apresentar os dados de validação ao modelo RF e efetuar previsões, onde cada árvore fornecerá seu resultado individual e este será usado para definir o resultado final (DIDÁTICA TECH, 2019).



Figura 3 - Representação gráfica da escolha de variáveis para a criação das árvores no Random Forest.

Fonte: Didática Tech (2019)

2.3 O processo de preenchimento de falhas

Para o estudo em questão foram utilizadas séries históricas de precipitação média mensal de um banco de dados que contém 1149 estações pluviométricas distribuídas ao longo do território do Estado do Ceará, sendo estas oriundas do site Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA). As séries históricas apresentam um período de observações de 25 anos, sendo os dados compreendidos entre os anos de 1991 e 2015. Das estações disponíveis, cinco foram consideradas como estações base, nas quais foram admitidas a existência de falhas, que foram preenchidas com o uso das técnicas de Redes Neurais Artificiais e *Random Forest*, tendo como referência as séries históricas de estações vizinhas, denominadas estações secundárias.

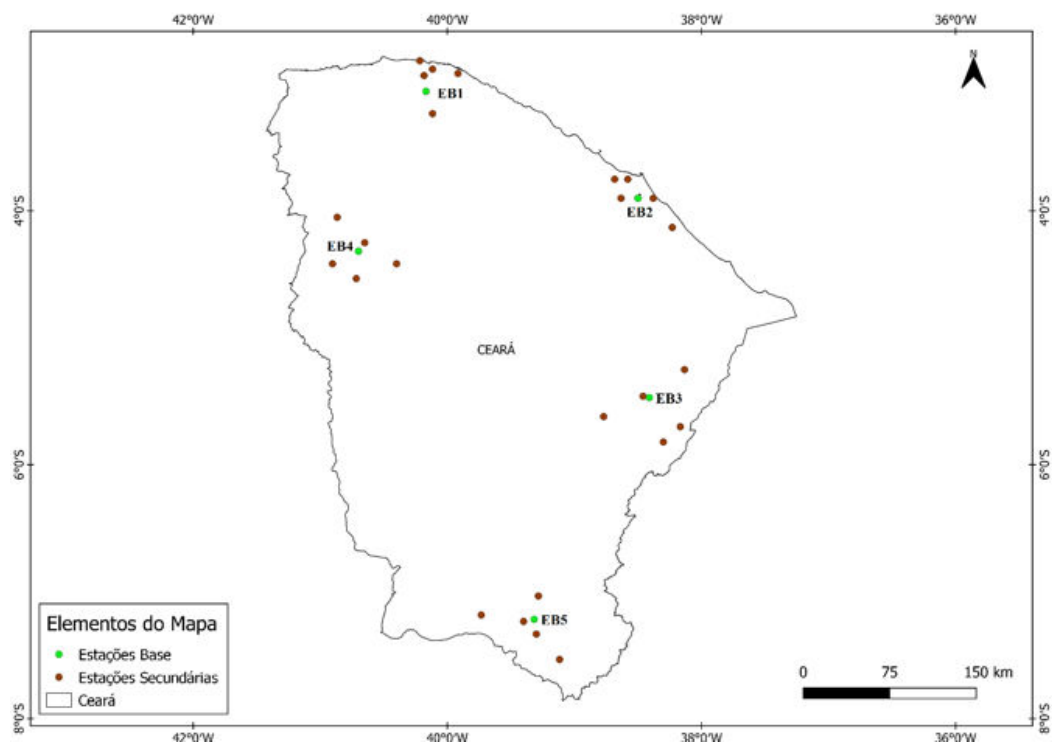
Em relação à localização das estações base utilizadas, buscou-se situá-las dentro das principais regiões hidrográficas do Estado do Ceará, de modo a incorporar dentro do processo de previsão por *Machine Learning*, todas as particularidades regionais relacionadas a clima e regime de precipitações, entre outros aspectos que podem influenciar o desempenho dos modelos. Além disso, buscaram-se os locais onde havia uma maior quantidade de séries históricas completas, visto que, após um tratamento preliminar da base de dados, constatou-se que em muitos postos há a detecção de séries com mais de 50% de falhas, o que pode dificultar o processo de previsão por parte dos modelos de ML. Neste sentido, foram atendidas as bacias hidrográficas do Acaraú, da Serra da Ibiapaba, Metropolitana,

do Médio Jaguaribe e do Salgado. A classificação das estações base se deu da seguinte forma: EB1 (para a estação localizada no Município de Bela Cruz), EB2 (para a estação localizada no Município de Eusébio), EB3 (para a estação localizada no Reservatório do Castanhão), EB4 (para a estação localizada no Município de Ipu) e EB5 (para a estação localizada no Município de Juazeiro do Norte). A Tabela 1 apresenta as características das estações base e das secundárias utilizadas.

As técnicas de ML foram implementadas na linguagem de programação R, onde há uma infinidade de bibliotecas para desempenhar tal função; no entanto, por questões de eficiência e simplicidade de implementação, optou-se por fazer uso da biblioteca H2O (para Redes Neurais Artificiais) e randomForest (para a técnica de *Random Forest*). Para o preenchimento de falhas foram utilizados dados de séries históricas de postos vizinhos (estações secundárias) à estação base em questão, sendo estes utilizados para treinar os modelos de ML. Com o intuito de obter uma máxima eficiência dentro do processo de predição, foram estabelecidos alguns critérios para o preenchimento de falhas: i) o número mínimo de estações secundárias para o preenchimento é cinco; ii) a distância máxima entre uma estação secundária e a estação base não pode ser superior a 100 km; iii) o conjunto amostral de treinamento e de validação dos modelos de RNA e RF em cada estação é sempre o mesmo, visando a uma comparação idônea entre os métodos utilizados. As localizações das estações base e secundárias ao longo do território cearense podem ser observadas na Fig. 4.

Tabela 1 - Resumo das características das estações base e suas respectivas estações secundárias

Estações base					Estações secundárias			
ID	Código ANA	Nome	Município	Altitude (m)	ID	Município	Distância à estação base (km)	Altitude (m)
EB1	340067	Bela Cruz	Bela Cruz	9,91	ES1	Itarema	32,30	10,92
					ES2	Acaraú	20,26	18,81
					ES3	Aranaú	27,08	0,17
					ES4	Cruz	14,39	26,97
					ES5	Morrinhos	20,18	37,35
EB2	338034	Eusébio	Eusébio	33,26	ES1	Fortaleza	19,03	28,72
					ES2	Maracanaú	14,84	46,59
					ES3	Aquiraz	12,81	23,64
					ES4	Caucaia	26,29	22,66
					ES5	Cascavel	39,26	30,08
EB3	538008	Castanhão	Alto Santo	72,60	ES1	Iracema	41,25	119,57
					ES2	Jaguaribara	6,59	154,71
					ES3	Jaguetama	44,27	107,85
					ES4	Tabuleiro do Norte	37,94	39,89
					ES5	Potiretama	36,48	170,08
EB4	440078	Ipu	Ipu	245,41	ES1	Croatá	25,75	559,59
					ES2	Ipueiras	25,12	239,20
					ES3	São Benedito	33,14	888,63
					ES4	Hidrolândia	35,77	197,51
					ES5	Pires Ferreira	8,44	197,03
EB5	739065	Juazeiro do Norte	Juazeiro do Norte	397,13	ES1	Santana do Cariri	47,09	535,02
					ES2	Crato	10,50	414,99
					ES3	Porteiras	41,52	505,86
					ES4	Caririaçu	19,95	603,00
					ES5	Barbalha	13,50	442,98

**Figura 4** - Localização das estações pluviométricas

O preenchimento de falhas com as técnicas de ML se deu por um processo de validação cruzada, que consiste em separar os dados mensais de um determinado ano, efetuar-se o treinamento com os dados dos demais anos da série histórica e, posteriormente, validar-se o modelo com os dados do ano que foi isolado. Esse procedimento é adotado para todos os anos da série histórica, resultado em um total de 25 validações para cada estação base. Desse modo, é possível compreender a eficácia de predição dos modelos de ML ao longo de toda a série temporal, de modo a identificar possíveis dificuldades de convergência em determinados anos.

Para o treinamento, utilizou-se como dado de entrada uma matriz contendo informações de precipitações médias mensais da estação base e das estações secundárias. O treinamento da RNA foi feito com um algoritmo do tipo *backpropagation*, tendo como função de ativação a *rectifier*. O critério de parada para o treino foi o número de épocas, sendo estas definidas como os ciclos de treinamento, sendo definido o valor de 1000. Para treino da técnica de RF se fez uso de um total de 50 árvores. Os modelos de ML treinados foram utilizados na validação tendo como variáveis de entrada as informações de precipitações médias mensais das estações secundárias, tendo como objetivo prever as precipitações médias mensais da estação base para o ano avaliado.

No processo de validação, as predições feitas pelas técnicas de ML são comparadas com os dados de precipitação medidos nas estações base em que foram admitidas falhas para o ano a ser validado. Para isso, fez-se uso do coeficiente de eficiência proposto por Nash e Sutcliffe (1970), representado pela Eq. 1. O valor do coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) varia entre menos infinito e 1, sendo o valor de 1 o indicador de ajuste per-

feito entre os dados preditos na modelagem e os valores reais medidos.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (1)$$

Na referida equação, os valores de O referem-se aos dados de precipitação média mensal medidos nas estações base, S diz respeito aos valores de precipitação média mensal preditos pelos modelos de ML, $\bar{O}$ é a média das precipitações mensais medidas e n é o número de meses do ano avaliado na validação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O processo de treinamento das duas técnicas de ML se mostrou eficiente, sendo constatados, em todos os anos avaliados, um valor de NSE acima de 0,75 para todas as estações base utilizadas neste estudo.

Em uma análise geral, as validações realizadas para a EB2 apresentaram resultados superiores às validações das demais estações base. Das 25 validações feitas com RNA, apenas o ano de 2013 apresentou NSE abaixo de 0,75, obtendo-se o valor de 0,739. Logo, 96% das validações apresentaram resultados satisfatórios, conforme mostra a Tabela 2. Nas validações feitas com RF obteve-se um resultado ainda mais expressivo, uma vez que 100% das validações apresentaram NSE acima de 0,75. Conforme dados apresentados na Tabela 3, a melhor validação para a EB2 obtida com RNA ocorreu para o ano de 2001, resultando em um NSE de 0,979, o que pode ser considerado um bom ajuste de acordo com a interpretação de Pour, Wahab e Shahid (2020). Nas validações feitas com RF, o melhor ajuste ocorreu no ano de 2003, com um NSE igual a 0,982. Os dados presentes na Tabela 2 evidenciam a robustez dos modelos de ML

aplicados ao problema proposto, uma vez que, mesmo no cenário com o menor número de validações com NSE acima de 0,75, que ocorreu para a EB4, mais da metade das validações se enquadraram no referido critério.

De forma gráfica, é possível visualizar na Fig. 5 o bom ajuste entre os dados reais (medidos) e os preditos pelas técnicas de ML para a EB2, sendo a melhor validação da RNA apresentada na Fig. 5A e a melhor validação da RF na Fig. 5B. Em ambos os casos, percebe-se que os dados medidos e preditos estão relativamente próximos à linha identidade, a qual indica o ponto de ajuste perfeito.

Tabela 2 – Percentual de validações com NSE acima de 0,75 para as estações base.

Estações base	NSE acima de 0,75	
	RNA	RF
EB1	76%	84%
EB2	96%	100%
EB3	76%	88%
EB4	72%	84%
EB5	88%	88%

Tabela 3 – Resumo das melhores validações para as estações base

Estações base	Ano de melhor validação		Valores de NSE	
	RNA	RF	RNA	RF
EB1	2008	2015	0,931	0,966
EB2	2001	2003	0,979	0,982
EB3	2014	2012	0,939	0,974
EB4	1991	2004	0,977	0,954
EB5	1995	1992	0,954	0,980

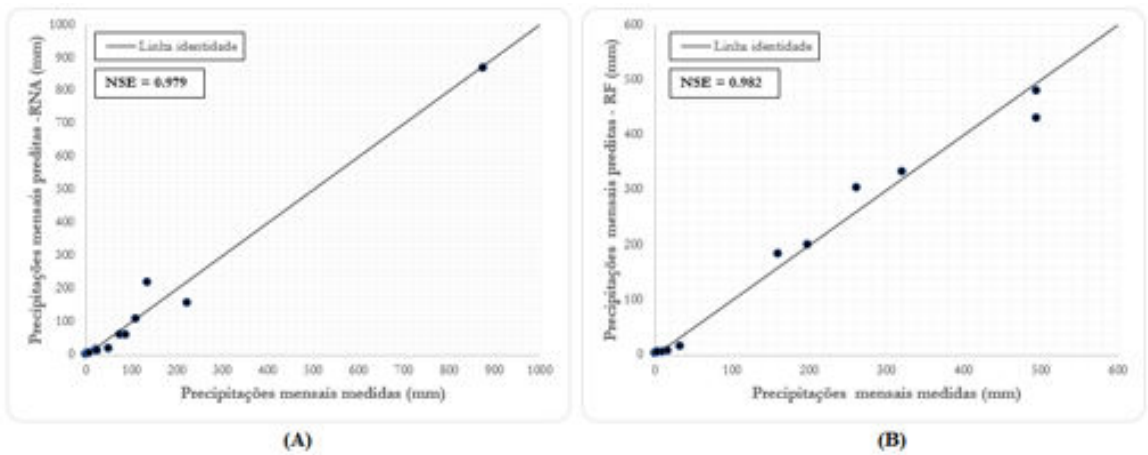


Figura 5 – Resultado da validação para a estação base do Eusébio (EB2): (A) melhor validação com RNA (ano de 2001); (B) melhor validação com RF (ano de 2003).

Em relação às características hidrológicas evidenciadas por meio da série histórica da EB2, apresentada na Fig. 6, destaca-se que as precipitações totais anuais foram, em todos os anos, as maiores encontradas em relação às demais estações base. Tal fato pode ter ligação com o bom ajuste das técnicas de ML, indicando que, para o problema proposto, os modelos usados se adaptam melhor a regiões em que o regime de precipitações é mais intenso. Na Fig. 6 percebe-se que os modelos conseguiram refletir com precisão a maioria dos pontos de pico, assim como os pon-

tos de precipitações mínimas, dando-se destaque ao ajuste para o mês de abril de 2001, onde se estabeleceu o maior valor de precipitação da série histórica, sendo este de 875mm. Mesmo com o valor destoante dos demais, os modelos conseguiram ser bem representativos.

No outro extremo, destaca-se a superioridade da RF na predição para o ano onde contou-se a menor precipitação total anual (ano de 2013) na EB2, obtendo-se um NSE de 0,846, enquanto a predição feita com RNA retornou um NSE de 0,739, conforme mostra a Tabela 4.

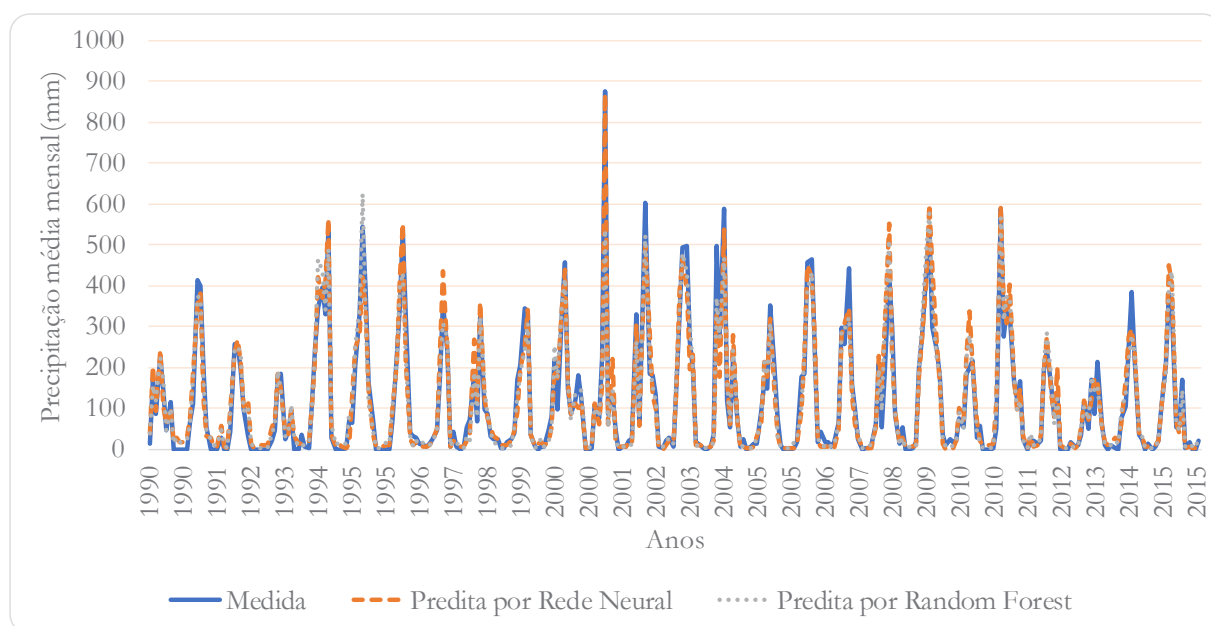


Figura 6 - Série temporal com os valores medidos e preditos pelas técnicas de Machine Learning para a EB2.

Tabela 4 - Resumo das validações feitas nos anos de menor precipitação anual total.

Estações base	Ano de menor precipitação anual	Precipitação total anual (mm)	Valores de NSE	
			RNA	RF
EB1	2012	301	0,655	0,703
EB2	2013	740	0,739	0,846
EB3	1993	192	0,591	0,859
EB4	1998	333	0,665	0,635
EB5	2012	520	0,881	0,900

Ao se analisar os resultados apresentados no processo de validação cruzada para o preenchimento de falhas na EB1, percebe-se, a exemplo do ocorrido para a EB2, que o desempenho das técnicas de ML evidencia uma boa capacidade preditiva para o problema, tendo em vista que no ano que apresentou melhor validação, tanto com RNA como com RF, obteve-se um valor de NSE acima de 0,9. De acordo com a Tabela 3, nas validações feitas com RNA, o processo feito para o ano de 2008 apresentou melhor desempenho, com um NSE de 0,931. Para o mesmo ano, a técnica de RF também apresentou um resultado satisfatório, com um NSE de 0,91. Todavia, o melhor desempenho da RF se deu na validação para o ano de 2015, alcançando-se um NSE igual a 0,966, sendo esta considerada a melhor validação para a EB1. Para o ano em questão, a RNA

também apresentou um NSE elevado, com o valor de 0,912.

Em termos de validações satisfatórias (com NSE acima de 0,75), destaca-se que o procedimento com RNA alcançou um total de 76% na EB1, enquanto o modelo RF mostrou-se superior, com 84% das validações alcançando NSE superior a 0,75. Avaliando a Tabela 4, percebe-se que o ano de menor precipitação total anual na EB1 foi 2012, observando-se o valor de 301mm. Nesse caso, o desempenho da RF mostrou-se superior ao da RNA, fato constatado também para os anos de menor precipitação total anual das demais estações base, à exceção do ano de 1998 da EB4, onde os dois modelos mostraram desempenho relativamente próximo.

Nas validações da EB3, identificou-se um desempenho semelhante à EB1, com o modelo de RF mostrando-se superior à RNA quando se observa o total de validações com NSE acima de 0,75. Nesse caso, do total de 25 validações, a RF apresentou apenas três abaixo de tal critério, enquanto a RNA apresentou seis validações em tal condição. O melhor desempenho da RNA se deu para a validação do ano de 2014, apresentando um NSE de 0,939. O ano de 2012 apresentou a melhor validação com a RF, obtendo-se o valor de 0,974 para o NSE.

Apesar do bom desempenho no preenchimento de falhas da EB3, houve dificuldade das duas técnicas empregadas na validação do ano de 2010, onde se verificou uma das menores precipitações anuais totais, sendo esta da ordem de 366mm. Nesse caso, percebeu-se uma tendência de superestimativa dos modelos de ML para o ano em questão. Tal constatação sugere um reforço da tese de que as técnicas de ML possuem uma melhor adaptação em anos chuvosos, conforme evidenciado na EB2. Todavia, na maioria dos casos, a RF mostrou-se mais robusta que a RNA diante de validações em anos com baixo índice de precipitações.

Ao se avaliar os dados apresentados na Tabela 4, percebe-se que no ano de 1993 da EB3 houve a menor precipitação total anual dentre as demais estações base, com o valor de 192mm. Na validação do referido ano, a RNA apresentou certa dificuldade em prever os dados, obtendo-se um NSE de 0,591. Por outro lado, a RF apresentou uma diferença expressiva de desempenho, com NSE de 0,859.

Para as EB4 e EB5, as melhores validações apresentaram resultados semelhantes às estações base discutidas anteriormente, ou seja, valores de NSE acima de 0,9. No caso, a melhor validação encontrada para a EB4 com RNA ocorreu no ano de 1991 com NSE igual a 0,977. Com a RF,

obteve-se a melhor validação no ano 2004, com NSE de 0,954. Em relação à EB5, constatou-se o melhor desempenho com RNA no ano de 1995, com NSE igual a 0,954. A melhor validação com RF ocorreu no ano de 1992, apresentando-se um NSE de 0,98.

Na avaliação geral das validações, a RF mostrou um desempenho melhor do que o modelo de RNA na EB5, enquanto na EB4 os resultados se mostraram relativamente próximos. Verificou-se, para a EB4, que 72% das validações feitas com RNA apresentaram NSE acima de 0,75, enquanto 84% das validações feitas com RF se enquadraram no referido critério. Na EB5, ambas as técnicas de ML conseguiram alcançar o percentual de 88% das validações com NSE acima de 0,75.

Apesar do bom desempenho das técnicas no geral, destaca-se que dentre as validações feitas, o ano de 2005 da série histórica da EB4 apresentou o menor valor de NSE constatado no estudo, sendo este de 0,258 utilizando RNA. Na EB5, também se verificou um baixo desempenho da RF, ocorrido no ano de 1997, com valor de NSE igual a 0,304. Os dados em questão estão listados na Tabela 5, onde se evidenciam os anos onde se obtiveram os piores desempenhos dos modelos para cada estação base. De acordo com Pour, Wahab e Shahid (2020), valores de NSE abaixo de 0,5 indicam que o desempenho do modelo usado não foi adequado, sendo a média dos dados medidos um melhor parâmetro para efeito comparativo.

Tabela 5 - Resumo das piores validações para as estações base

Estações base	Ano de melhor validação		Valores de NSE	
	RNA	RF	RNA	RF
EB1	1994	2002	0,529	0,554
EB2	2013	2001	0,739	0,820
EB3	2010	2010	0,513	0,435
EB4	2005	1998	0,258	0,635
EB5	1994	1997	0,603	0,304

Ao compararem-se os resultados obtidos no estudo em questão com valores apresentados na literatura, percebe-se que as técnicas de *Machine Learning* vêm apresentando robustez na predição de variáveis hidrológicas. Ao utilizar-se de RNA para o preenchimento de falhas em séries temporais de precipitação mensal para quatro estações pluviométricas, Correia et al. (2016) obtiveram valores de NSE acima de 0,8. Depiné et al. (2014) preencheram falhas em séries de dados pluviométricos de nove estações por meio de RNA, obtendo valores superiores a 0,9 para o NSE. Apesar de importantes, estudos apresentados na literatura muitas vezes se limitam a verificar a eficiência de apenas um modelo de ML; todavia, conforme os resultados apresentados neste estudo, há diferenças significativas entre a capacidade de predição dos mesmos, em função de características hidrológicas da área estudada, fato que pode ser crucial na escolha de um método quando se demanda um grau de precisão mais apurado.

4 CONCLUSÕES

O processo de correção de dados de precipitação em séries históricas para o Estado do Ceará, por meio de técnicas de *Machine Learning* possibilitou estimar, de forma satisfatória, tal variável, em função de precipitações observadas em séries temporais oriundas de estações pluviométricas vizinhas.

As técnicas de *Machine Learning* avaliadas neste estudo apresentaram um bom desempenho no processo de preenchimento de falhas em séries temporais de precipitação, tendo em vista que nas melhores validações constatadas para cada estação base, sempre se obtiveram valores de NSE superiores a 0,9. Na avaliação geral, constatou-se que a técnica que apresentou o melhor desempenho foi a RF, visto que, no preenchimento de todas as estações base, a mesma igualou ou superou a RNA em número de validações com

NSE superior a 0,75. Em relação ao desempenho nos pontos extremos da série temporal, ao se fazer uma análise sobre a precipitação total anual, a RF apresentou um desempenho superior à RNA tanto para os anos em que o total precipitado anual foi máximo como para anos onde o mesmo foi mínimo, o que sugere uma melhor capacidade de generalização do modelo RF.

As melhores validações apresentadas neste estudo foram para a EB2. Para a estação em questão, das 25 validações com RNA, apenas 1 apresentou NSE abaixo de 0,75. Em relação à RF, não se verificou nenhum valor de NSE abaixo de 0,75. Tal constatação pode ter ligação com o fato de que as precipitações totais anuais da série histórica da estação em questão foram superiores aos totais anuais precipitados das demais estações, sugerindo que as técnicas de ML apresentaram melhor desempenho para anos chuvosos. O fato em questão é reforçado em função de as duas técnicas de ML não terem apresentado um bom resultado na validação do ano de 2010, para a EB3, onde constatou-se um dos menores valores de precipitação total anual dentre todas as estações base.

Os menores valores de NSE apresentados nas validações foram para as EB4 e EB5. Para o ano de 2005 da EB4, a RNA obteve-se um NSE de 0,258, enquanto no ano de 1997 da EB5 constatou-se um NSE igual a 0,304 com o modelo de RF.

5 AGRADECIMENTOS

Agradeço à CAPES pela concessão de bolsa de estudos, a qual possibilitou o desenvolvimento desta pesquisa científica.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Farias, GM e Souza Filho, FA; **Metodologia:** Farias, GM, Souza Filho, FA, De Castro, MA e Costa, LHM; **Investigação:** Farias, GM,

Souza Filho, FA, De Castro, MA e Souza, DL; **Interpretação dos resultados:** Farias, GM, Souza Filho, FA e De Castro, MA; **Redação da primeira versão:** Farias, GM e Souza, DL; **Revisões:** Farias, GM e Costa, LHM.

7 REFERÊNCIAS

ABRAHAM, E. R.; REIS, J. G. M.; TOLOI, R. C.; SOUZA, A. E.; COLOSSETTI, A. P. Estimativa da produção da soja brasileira utilizando redes neurais artificiais. **Agrarian**, v. 12, n. 44, p. 261–271, 2019. <https://doi.org/10.30612/agrarian.v12i44.9209>

BIER, A.A.; FERRAZ, S.E.T. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas em dados meteorológicos para estações no Sul do Brasil. **Rev. Bras. Met.**, v. 32, n. 2, p. 215–226, 2017. <https://doi.org/10.1590/0102-77863220008>

CORREIA, T.P.; DOHLER, R.E.; DAMBROZ, C.S.; BINOTI, H.B. Aplicação de redes neurais artificiais no preenchimento de falhas de precipitação mensal na região serrana do Espírito Santo. **Revista Geociências**, v. 35, n. 4, p. 560–567, 2016.

COSTA, M.N. M.; BECKER, C.T.; BRITO, J.I.B. Análise das séries temporais de precipitação do semiárido paraibano em um período de 100 anos – 1911 a 2010. **Rev. Bras. Geogr. Física**, v. 6, n. 4, p. 680–696, 2013. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v6i4.233058>

COSTACHE, R. Flood Susceptibility Assessment by Using Bivariate Statistics and Machine Learning Models – A Useful Tool for Flood Risk Management. **Water Resource Management**. Vol. 33, p. 3239–3256, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02301-z>

COULIBALY, M.; BECKER, S. Spatial interpolation of annual precipitation in South Africa – Comparison and evaluation of methods. **J. Wat. Inter.**, v. 32, n. 3, p. 494–502, 2009. <https://doi.org/10.1080/02508060708692227>

DEPINÉ, H.; CASTRO, N.M.R.; PINHEIRO, A.; PEDROLLO, O. O. Preenchimento de falhas de dados horários de precipitação utilizando redes neurais artificiais. **Rev. Bras. Rec. Híd.**, v. 19, n. 1, p. 51–63, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p51-63>

DIDÁTICA TECH. **O que é e como funciona o algoritmo RandomForest**. São Paulo, 2019. Disponível em: <<https://didatica.tech/o-que-e-e-como-funciona-o-algoritmo-randomforest/>> Acesso em: 07 set. 2022.

DORNELLES, F.; GOLDENFUM, J.A.; PEDROLLO, O.C. Artificial neural network methods applied to forecasting river levels. **Rev. Bras.**

Rec. Híd., v. 18, n. 4, p. 45–54, 2013. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n4.p45-54>

FERNEDA, E. Redes neurais e sua aplicação em sistemas de recuperação de informação. **Ciência da Informação**. Vol. 35, n.1, p. 25 – 30, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-19652006000100003>

LOURENCETTI, F. H. **Estudo da reprodução do comportamento hidráulico de sistemas de abastecimento de água via redes neurais artificiais (RNAs)**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 177, 2011.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models, Part I – A discussion of principles. **Journal of Hydrology**. v. 10, 1970, p. 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

OLIVEIRA, L.F.C.; FIORENZE, A.P.; MEDEIROS, A.M.M.; SILVA, M.A.S. Comparação de Metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 14, n. 11, p. 1186–1192, 2010. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n3.p193-204>

OLIVEIRA, G.G.; PEDROLLO, O.C.; CASTRO, N.M.R.; BRAVO, J.M. Simulações hidrológicas com diferentes proporções de área controlada na bacia hidrográfica. **Rev. Bras. Recur. Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 193–204, 2013.

POUR, S.H.; WAHAB, A.K.A.; SHAHID, S. Physical-empirical models for prediction of seasonal rainfall extremes of Peninsular Malaysia. **Atmospheric Research**, v.233, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104720>

SANTOS, G. G.; FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, L. F. C.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-duração frequência de chuvas para o Estado de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.899–905, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000700012>

WANDERLEY, H.S.; AMORIM, R.F.C.; CARVALHO, F.O. Variabilidade espacial e preenchimento de falhas de dados pluviométricos para o estado de Alagoas. **Rev. Bras. Met.**, v. 27, n. 3, p. 347–354, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862012000300009>

WANDERLEY, H. S.; AMORIM, R. F. C.; CARVALHO, F. O. Interpolação espacial de dados médios mensais pluviométricos com redes neurais artificiais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.29, p. 389–396, 2014. <https://doi.org/10.1590/0102-77862013063>

XAVIER, L.C.P.; DA SILVA, S.M.O.; CARVALHO, T.M.N.; FILHO, J.D.P.; FILHO, F.A.S. Use of Machine Learning in Evaluation of Drought Perception in Irrigated Agriculture: The Case of an Irrigated Perimeter in Brazil. **Water**, v.12, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12061546>

Segurança hídrica: análise bibliométrica da produção científica global e brasileira

Water security: bibliometric analysis of global and Brazilian scientific production

• **Data de entrada:**
01/11/2022

• **Data de aprovação:**
08/11/2022

Linson Volmar¹ | Artemisa Fontinele Frota¹ | Rosa Lindjhenys de Oliveira Jorge¹ |
Ticiania Marinho de Carvalho Studart¹ | Iran Eduardo Lima Neto^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.059>

ORCID ID

Volmar L.  <https://orcid.org/0000-0002-0486-2236>

Frota AF.  <https://orcid.org/0000-0003-2685-7072>

Jorge RSO.  <https://orcid.org/0000-0001-7474-0050>

Studart TMC.  <https://orcid.org/0000-0001-9317-3645>

Lima Neto IE.  <https://orcid.org/0000-0001-8612-5848>

Resumo

A preocupação com os recursos hídricos está aumentando devido à menor disponibilidade de água e ao aumento da demanda. Diante disso, a Segurança Hídrica (SH) foi criada para aprimorar a segurança desses recursos e proteger contra os impactos causados pelas mudanças climáticas. Dessa forma, o presente estudo traz uma análise bibliométrica da temática “Segurança Hídrica”, que está presente no acervo principal da Web of Science. De fato, essa temática representa um total de 965 publicações distribuídas no período entre 1993 a 2022. Por meio da investigação das informações disponíveis, nas quais o termo “water security index” estava contido em seus títulos, apenas os documentos dos tipos artigo, artigo de conferência, artigo de revisão e artigo com acesso antecipado foram considerados no estudo. Como ferramenta de análise, empregaram-se dois pacotes de software: o aplicativo Biblioshiny, que pode ser acessado no pacote Bibliometrix de R, e o VOSviewer. Em seguida, os resultados foram analisados quanto aos níveis de autores, fontes e documentos referentes ao número de publicações, citações totais, índices de impacto, redes de colaboração e ocorrência de palavras-chave. Essa análise mostrou uma tendência clara de crescimento do interesse da comunidade científica no tema SH, bem como subsidiou uma discussão acerca dos desafios a serem enfrentados no contexto global e brasileiro.

Palavras-chave: Segurança Hídrica. Biblioshiny. Análise Bibliométrica. WoS, VOSviewer.

Abstract

Concern over water resources is increasing due to decreased water availability and increased demand. In light of this, Water Security (WS) was created to improve the security of these resources and protect against the impacts caused by climate change. Thus, this study brings a bibliometric analysis of the theme “Water Security”, which is present in the main collection of the Web of Science. In fact, this theme represents a total of 965 publications distributed in the period between 1993 and 2022. By investigating the available information, in which the term “water security index” was contained in its titles, only documents of the types article, conference paper, review article, and early access article were considered in the study. As an analysis tool, two software packages were employed: the Biblioshiny application, which can be accessed through R's Bibliometrix package, and VOSviewer. The results were then analyzed for author, source, and document levels in terms of number of publications, total citations, impact

¹ Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** iran@deha.ufc.br.

ratings, collaboration networks, and occurrence of keywords. This analysis showed a clear tendency of growth in the scientific community's interest in the HS theme, as well as subsidizing a discussion about the challenges to be faced in the global and Brazilian context.

Keywords: Water Security. Biblioshiny. Bibliometric Analysis. WoS. VOSviewer.

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para todas as atividades ecológicas e socioeconômicas. No entanto, há variações espaciais e temporais significativas em sua disponibilidade, levando à escassez de água em muitas partes do mundo (MARTINS et al., 2021). Por essa razão, nas últimas décadas, o termo segurança da água tem sido cada vez mais utilizado em estudos técnico-científicos e debates políticos. Esses conceitos são relevantes, dada a crescente importância do bem-estar público e do desenvolvimento sustentável. De fato, a segurança hídrica está diretamente ligada às pressões do crescimento urbano global e sua interferência nos recursos hídricos, o que tem implicações para a sustentabilidade e a proteção da saúde humana. As demandas futuras de água estão sujeitas a incertezas crescentes à medida que a escassez de água continua a crescer. Como resultado, a sociedade está cada vez mais exposta aos riscos associados às demandas insuficientes e/ou à qualidade inferior da água (WHO, 2012).

Pode-se ver, portanto, que os problemas relacionados à insegurança hídrica vão muito além da infraestrutura urbana de abastecimento de água localizada ao redor de rios, estuários e áreas costeiras, acarretando também na poluição, devido ao despejo de resíduos municipais e industriais combinando com a exploração excessiva dos recursos hídricos disponíveis, o que afeta o bem-estar da população e a saúde pública (OLIVEIRA FILHO e LIMA NETO, 2017; LIMA et al., 2018; ARAÚJO e LIMA NETO, 2019; FRAGA et al., 2020; FREIRE et al., 2021). Daí a importância de uma

força tarefa em nível internacional, visando ao acesso universal e seguro à água potável, reduzindo a vulnerabilidade da população já afetada pela crise hídrica, projetando investimentos em infraestrutura adequada e buscando reversão desta situação até 2030 (PNUD, 2015).

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA foi criada em 2001 com a missão de implementar a política nacional de gestão dos recursos hídricos (ANA, 2022). Um dos produtos gerados, o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), inova ao apresentar um Índice de Segurança Hídrica (ISH) que considera as quatro dimensões do conceito de segurança hídrica (humana, econômica, ecossistêmica e resiliência), agregadas para compor um índice global para o Brasil, representativo da diversidade do território nacional. Em síntese, o ISH varia de grau mínimo, notadamente na região Nordeste (RABELO, 2017; RABELO e LIMA NETO, 2018), ao grau máximo, principalmente nas regiões Centro-Oeste e Norte do país (ANA, 2019; SANTOS et al., 2019).

Diante do exposto, a segurança hídrica representa um indicador que pode ser utilizado para avaliar a situação hídrica de determinada área e que vem sendo adotado por diversos pesquisadores e estudiosos de recursos hídricos desde a sua criação. Nesse sentido, o objetivo deste estudo é analisar a evolução da produção científica a respeito da segurança hídrica usando como base de dados o *Web of Science* (WoS), para mostrar a potencialidade das ferramentas bibliométricas: o pacote Bibliometrix na linguagem de programação R e o VOSviewer. A WoS é uma base de dados bibliográfica com cobertura interdisciplinar que permite realizar tarefas

como a pesquisa e seleção de periódicos em inúmeras áreas acadêmicas, a avaliação de pesquisas e as análises bibliométricas. Finalmente, este artigo apresenta as informações técnicas da análise bibliométrica e se justifica pela relevância em disponibilizar uma visão abrangente do panorama atual considerando os avanços e desafios sobre a segurança hídrica em nível global e nacional.

2 METODOLOGIA

A análise bibliométrica, segundo Pritchard (1969), é a “aplicação de métodos matemáticos e estatísticos a livros e outros meios de comunicação”. Em outras palavras, esse tipo de análise pode ser definida como uma técnica de pesquisa que engloba métodos voltados a coletar e investigar quantitativamente a literatura acadêmica, como forma de obter uma avaliação de determinada área em análise (MORETTI; CAMPANÁRIO, 2009). A discussão inicial sobre bibliometria teve início na década de 1950 (WALLIN, 2005), o que sugere que a metodologia bibliométrica não é nova.

Spinak (1996) e Vasconcelos (2014) elucidam que a pesquisa bibliométrica investiga a produtividade dos indivíduos presentes no ambiente científico e tecnológico por meio da avaliação categórica das fontes bibliográficas e de referências, das relações e padrões de organização, bem como pontos críticos, tendências e contrapontos.

Nesse sentido, o presente artigo faz uso do procedimento metodológico do estudo bibliométrico para analisar a evolução da produção científica sobre a SH. A base de dados selecionada para a análise foi a coleção principal do *Web of Science* (WoS), por ser uma das mais importantes bases de dados do mundo, ao conter dezenas de milhões de registros bibliográficos das principais fontes da atualidade.

Na pesquisa das publicações sobre a Segurança Hídrica na plataforma WoS, realizada até feve-

reiro de 2022, utilizou-se o filtro de tipo de documento, selecionando as opções artigos, artigos de conferência, artigos de revisão e acesso antecipado, e manteve-se como critério inicial a existência do termo “*water security index*” nos resumos, o que retornou 952 estudos publicados.

Em seguida, optou-se por reformular a estratégia de coleta, ampliando a busca para o termo “*water security index*” no título e no resumo, o que retornou 954 artigos. Por fim, decidiu-se reformular a estratégia novamente com o mesmo termo “*water security index*”, mas usando os campos de título, palavras-chave de autor e resumo, o que acarretou um aumento de mais 11 artigos. Desse modo, a pesquisa conta com 965 artigos coletados para análise.

O Biblioshiny é um software flexível e fácil de usar, sendo uma importante ferramenta para o design da análise bibliométrica, realizando automaticamente a organização das informações e geração de figuras e gráficos. Assim, foram utilizados dois pacotes de software, o Biblioshiny e o VOSviewer, devido à capacidade de lidar com vários tipos de informações e extensas ferramentas algorítmicas incorporadas para avaliar e visualizar as conexões de rede.

A Bibliometrix foi desenvolvida por Massimo Aria e Corrado Cuccurullo, da Universidade de Nápoles, e Luigi Vanvitelli, da Universidade da Campânia (Itália). Ela consiste em uma ferramenta de código aberto gratuita para pesquisa quantitativa em cienciométrica e bibliometria que inclui os principais métodos bibliométricos de análise. A partir dessa biblioteca Bibliometrix 3.1 na linguagem R., é possível acessar o aplicativo Biblioshiny, que possui uma interface gráfica que torna bem mais simples a implementação da análise, gerando imagens, gráficos e tabelas que podem ser exportadas em vários formatos diferentes.

O VOSviewer é uma ferramenta de software desenvolvida pelo Centro de Ciência e Estudos

Tecnológicos (CWTS) na Universidade de Leiden (Holanda), projetada para a construção e visualização de redes bibliométricas, com periódicos ou publicações individuais, com autores e com base em co-citação, acoplamento bibliográfico ou relações de co-autoria (VAN-ECK; WALTMAN, 2010). Esta também oferece a possibilidade de construir redes de co-ocorrência de termos importantes extraídos de um corpus de literatura científica, usando uma funcionalidade de mineração de texto. Neste estudo foi utilizada a versão 1.6.18 também para gerar as redes com os *clusters* de co-ocorrência com maior relação e frequência nas publicações sobre a temática.

A plataforma Web of Science disponibiliza a opção de exportação de dados em arquivo de texto, na opção “registro completo e referências citadas”, no tipo de arquivo “texto sem formatação”, onde é gerado um arquivo com todas as informações referentes às publicações selecionadas e que pode ser lido pelo Biblioshiny. Vale destacar que pode haver necessidade de modificação do arquivo gerado pela Web of Science, como neste caso, devido à falta de algumas informações necessárias para a análise ou a uma mesma informação escrita de duas maneiras diferentes.

Também é importante destacar que a grande maioria dos trabalhos com foco no Brasil foi publicada em meios nacionais que não são disponibilizados até a presente data no WoS, tais como trabalhos técnicos e científicos publicados em anais de conferências nacionais, livros e periódicos.

A partir das informações geradas, procedeu-se à análise dos seguintes resultados: principais informações; distribuição temporal das publicações e citações; principais áreas temáticas das publicações; quantidade de publicações, citações e impacto das fontes e dos autores; produção científica por países; conteúdo dos documentos (publicações mais citadas; redes de co-ocorrência das palavras-chave mais utiliza-

das pelos autores; dinâmica das palavras); conteúdo das estruturas conceituais (mapa temático para o campo das palavras-chave do autor), e a visão geral de três campos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Conforme descrito na metodologia, fez-se a pesquisa, na plataforma WoS dos dados bibliométricos dos artigos sobre a segurança hídrica e, posteriormente, foi realizado o tratamento desses dados utilizando dois pacotes de software: o aplicativo Biblioshiny, acessado por meio da biblioteca Bibliometrix do R, e o VOSviewer. Para a análise dos resultados, inicialmente será feito um diagnóstico geral dos dados bibliométricos, seguido dos estudos dos artigos quanto às fontes, aos autores, aos documentos, às estruturas conceituais, e à visão geral de três campos, nesta ordem.

3.1 Conjuntos de dados

A Tabela 1, gerada pelo Biblioshiny e adaptada pelos autores, apresenta diversas informações a respeito do conjunto de dados bibliométricos utilizado nessa pesquisa. Dessa forma, o conjunto de dados, composto por 965 documentos, sendo a maioria do tipo artigo (919), seguido de artigos de conferência (30), artigos de revisão (12) e artigo com acesso antecipado (4). Todos foram publicados durante o intervalo de tempo de 1993 a 2022 em 394 fontes diferentes e apresentaram uma média de anos de publicação, isto é, a média de anos que um artigo pode ser citado, de 4,24 anos. As médias de citações por documentos e por ano por documento foram, respectivamente, 16,84 e 2,544. Além disso, os documentos somaram um total de 43.149 referências.

Quanto ao conteúdo dos documentos, verificaram-se dois tipos de palavras-chaves. As palavras-chave do autor, que como está subtendido por sua denominação, são as palavras-chave dos artigos escolhidas por seus respectivos autores e representam pontos essenciais sobre conteúdo do

artigo. As *Keywords Plus*, por outro lado, são termos de índice gerados automaticamente a partir dos títulos de artigos citados e devem aparecer mais de uma vez na bibliografia. Esses termos são ordenados de frases com várias palavras a termos únicos e aumentam o número de resultados tradicional de palavras-chave ou títulos (CLARIVATE ANALYTICS, 2020). Nessa pesquisa, foram identificadas 3.275 palavras-chave do autor e 2.376 *Keywords Plus*.

Quanto aos autores, foram identificados 3.942 em 4.728 aparições, visto que cada autor pode ter mais de um artigo, seja ele de autoria única ou multiautoral. Além disso, apenas 30 autores possuem documentos de autoria única, enquanto os outros 4.722 possuem artigos publicados apenas em parceria com outros autores.

Quanto à colaboração dos autores, verificou-se que apenas 30 dos 965 documentos têm autoria única, sendo seus autores LIU Y, com 2 artigos, e

CIMINI A., EL-DIN N.M.S., ESOIMEME E.E., FUSSEL H.M., GBIGBI T.M., GIDEY A., GULCIN D., HASSAN A.A., HUANG S.T.Y., MOSER A., NADERI M., OBADE V.D., OMMANI A.R., OZTURK I., PALADINI S., PATIDAR H., ROJAS O., ROMANOV A.N., SELVARAJU R., SEM Z., ADU M.O., CHEN H.S., AMEEN H.A., AMOO O.M.A., ATIENZA M.E.L., e ADGBOYEGA S.A.A. com apenas um artigo de autoria única. O número de documentos por autor foi de 0,245, sendo um valor baixo, como esperado, visto que o número de autores por documento (inverso do número de documentos por autor) foi de 4,08. O número de coautores por documento, ou seja, a média da quantidade de autores dos documentos foi de 4,90, resultando em um índice de colaboração ($CI = \text{autores de documentos multiautorais} / \text{documentos multiautorais}$) de 4,18. Esses resultados apresentam valores que refletem o fato de que a maioria dos artigos (96,89%) são multiautorais.

Tabela 1 - Principais informações

Descrição	Resultados
PRINCIPAIS INFORMAÇÕES SOBRE OS DADOS	
Intervalo de tempo	1993:2022
Fontes (revistas, livros, etc.)	394
Documentos	965
Média de anos de publicação	4.24
Média de citações por documentos	16.84
Média de citações por ano por documento	2.544
Referências	43149
TIPOS DE DOCUMENTOS	
Artigos	919
Artigos com acesso antecipado	4
Artigos de conferências	30
Artigos de revisão	12
CONTEÚDO DO DOCUMENTO	
Keywords plus (ID)	2376
Palavras-chave do autor (DE)	3275
AUTORES	
Autores	3942
Aparições do autor	4728
Autores de documentos de autoria única	30
Autores de documentos multiautorais	3912
COLABORAÇÃO DOS AUTORES	
Documentos de autoria única	30
Documentos por Autor	0.245
Autores por Documento	4.08
Coautores por Documentos	4.90
Índice de colaboração	4.18

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

A Fig. 1 apresenta o gráfico das publicações e citações por ano, em que é possível notar a tendência de aumento tanto do número de publicações como de citações a respeito da segurança hídrica. Os anos de 1994 e 1997 foram os únicos em que não houve publicações, enquanto o ano de 2021 foi o que apresentou a maior produção científica sobre o tema, com 420 artigos.

El-Din (1993) tratou o termo “segurança hídrica” como uma medida que indica a riqueza ou segurança dos recursos hídricos disponíveis para uma região para as necessidades domésticas e a demanda de produção de alimentos, em proporção ao tamanho de sua população.

Moser (1996) fez a redefinição da segurança hídrica levando em consideração as tecnologias eco-sustentáveis seguindo o caminho da “alta tecnologia” para a “tecnologia limpa” e para a “eco-tecnologia” ecologicamente e socialmente sustentável. Neste mesmo artigo, o autor discorreu sobre os principais fatores que afetam a situação hídrica em regiões áridas e semiáridas, como as diversidades nessas zonas climáticas, a

produtividade agrícola de sequeiro e ao estado de tratamento e desnitrificação de água potável, no caso de bioprocessos para produções industriais.

Em geral, observa-se um crescente aumento de publicações e citações sobre o tema SH ao longo dos anos. Vale destacar que, embora em 2014 tenha havido uma queda nas mesmas, a produção científica se intensificou mais na última década, provavelmente devido à menor disponibilidade de água para os diversos usos, que se agravou devido a diversos fatores, como o elevado crescimento populacional e econômico, o aumento da poluição dos corpos d’água e as mudanças climáticas.

A Fig. 2 apresenta o TreeMap, que exibe dados hierárquicos das principais áreas temáticas das publicações, como um conjunto de retângulos aninhados. Cada nível de hierarquia é representado por um retângulo colorido (tronco) que contém retângulos menores (folhas), sendo a área de ciências ambientais a que possui maior número de publicações, representando 43,731% do total.

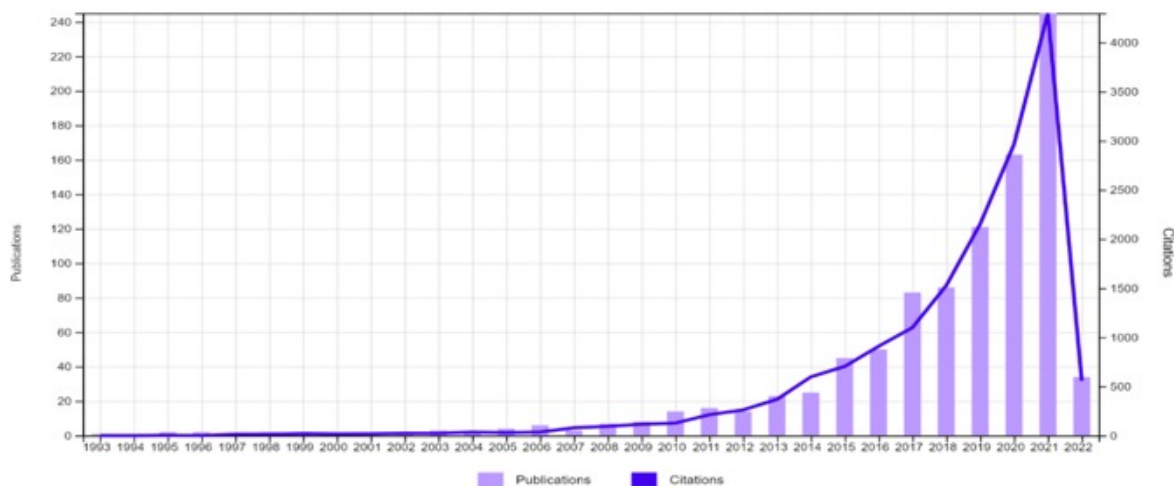


Figura 1 - Publicações e citações por ano
Fonte: Adaptação Web of Science (2022).

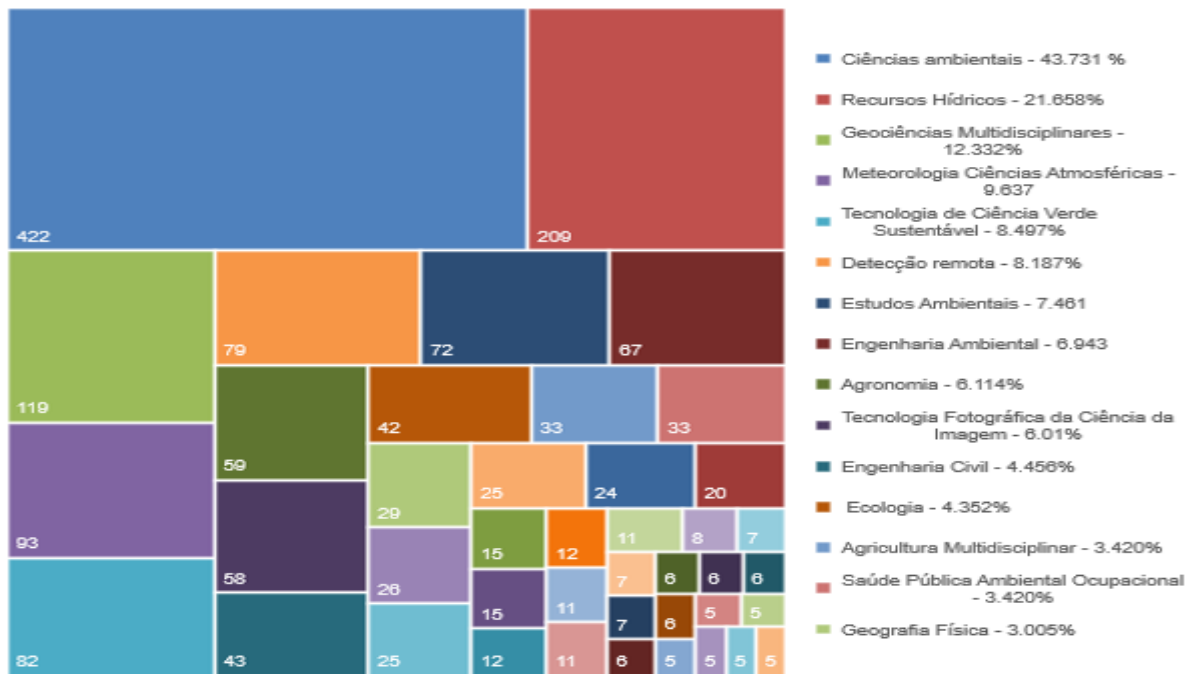


Figura 2 – TreeMap das principais áreas temáticas das publicações.

Fonte: Adaptação Web of Science (2022).

3.2 Fontes

No que se refere ao nível das fontes, os resultados foram analisados em duas instâncias: a primeira, quanto à quantidade de publicações por fonte (Fig. 3); e a segunda, quanto ao total de citações e alguns indicadores bibliométricos que refletem o impacto das fontes (Fig. 4).

A Fig. 3 apresenta a quantidade de publicações pelas fontes mais relevantes. Observa-se que os 965 artigos analisados estão divididos entre 394 fontes, das quais 242 tiveram apenas 1 publicação, o que representa, aproximadamente, 61,42% do total, e 152 fontes tiveram 6 ou mais publicações. A *Water* foi a fonte com mais publicações, sendo publicados 43 trabalhos, representando, aproximadamente, 4,45% do total de publicações analisadas. Em seguida aparece a *Sustainability* com 34 publicações, ou seja, 3,52% do total de artigos. Destaca-se também que a grande maioria dos trabalhos com foco no Brasil foi publicada em revista nacionais e aparecem na categoria outros junto a diferentes fontes. Al-

guns exemplos são a Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH, a Revista DAE e a Revista de Gestão de Água da América Latina - REGA (RABELO e LIMA NETO, 2018; SANTOS et al., 2019; PAIVA et al., 2020).

No que se refere ao impacto de fontes, a Fig. 4 apresenta a relação entre o total de citações e os índices h e g por fonte. Observa-se que apenas 229 fontes apresentam citações, com índices h e g variando entre 1 e 22. Das 229 fontes, 114 possuem índices h e g iguais a 1, todas com apenas uma publicação e total de citações variando entre 1 e 1397.

A *Remote Sensing of Environment* é a fonte com maior número de citações, 1397 ao todo, embora apresente índices h e g com valor médio, visto que possui apenas dez publicações. Isso pode ser explicado devido à relevância do trabalho de Xiao et al. (2005), o qual introduziu as emissões de gases de efeito estufa e as análises da mudança climática global a partir de uma abordagem interdisciplinar, sendo uma das referências mais citadas pelos documentos analisados.

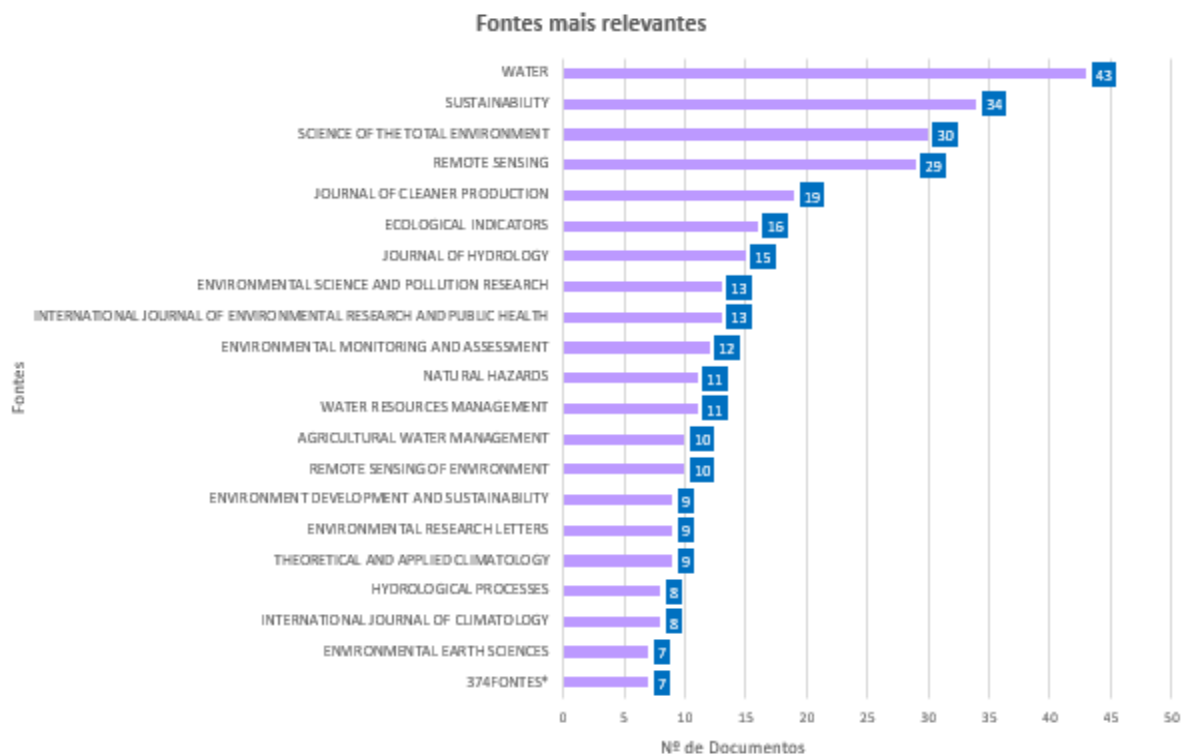


Figura 3 - Fontes mais relevantes.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

A *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* está em segundo lugar em número de citações, com apenas 388 a menos que a *Remote Sensing of Environment*, e é a revista com os menores índices h e g, ambos iguais a 5, que também foi o número de publicações, mostrando assim que todos os artigos publicados nessa fonte possuem 5 ou mais citações e juntos somam mais de 25 citações. A *Ecological Indicators* conta com o terceiro maior número de citações, 564 ao todo. No entanto, apesar de ter 15 publicações, conta com um h = 11, o que indica que apenas 11 artigos apresentam 11 ou mais citações. Em quarto lugar aparece a *Science of the Total Environment*, com 521 citações e h = 12, indicando que das suas 28 publicações, apenas 12 contam com 12 ou mais citações.

Apesar de a *Water* possuir maior quantidade de publicações que a *Science of the Total Environment*, conta com um total de citações muito in-

ferior, 274 citações, ocupando a 14ª posição no ranking das fontes mais citadas, demonstrando que a relação entre a quantidade de publicações e o total de citações não obedece a uma regra. Além disso, a fonte apresentou um índice h = 11, mostrando que, das 37 publicações, apenas 11 tiveram 11 ou mais citações, e o índice g = 14, indicando que as 14 principais publicações da fonte foram citadas pelo menos 196 vezes.

Destaca-se também a *Hydrological Sciences Journal*, que faz parte das fontes com o maior número de citações, embora tenha índices h e g de valor médio, já que possui apenas sete publicações. Isso pode ser explicado devido à relevância do trabalho de Gesualdo et al. (2021), desvendando a segurança hídrica no Brasil: desafios atuais e perspectivas futuras, sendo uma das referências mais citadas na lista de documentos analisados.

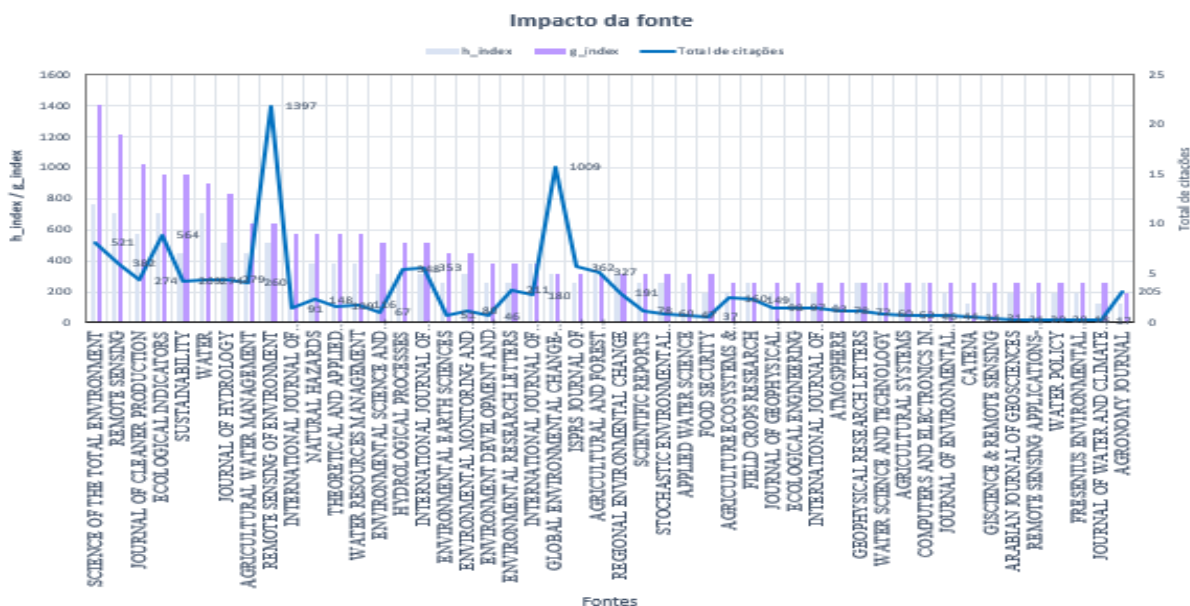


Figura 4 - Impacto da fonte.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

3.3 Autores

No que diz respeito à análise do nível dos autores, os resultados foram abordados, em primeira instância, quanto aos autores mais relevantes (Fig. 5) e alguns indicadores bibliométricos que refletem o impacto do autor (Fig. 6). Por fim, analisou-se a distribuição espacial das publicações (Fig. 7).

Os autores mais relevantes sobre a ótica do número de publicações presentes na base do WoS, assim como sua produção fracionada, a qual indica a fração da autoria que corresponde ao autor quando o documento foi desenvolvido por vários autores, são mostrados na Fig. 5. O autor que mais publicou foi LIU Y., com 12 artigos. Em seguida, tem-se 4 autores com 10 artigos (WANG J., WANG L., WANG Y.B. e WU P.T.), 4 autores com 9 artigos (XIAO X.M., ZHANG J., ZHANG Y. e ZHAO X.N.), 2 autores com 8 artigos (WANG H. e ZHANG F.), 6 autores com 7 artigos (CAO X.C., GAO Y., LIU J., MABHAUDHI T., ZHANG L. e ZHANG Q.), 4 autores com 6 artigos (GUMMA M.K., PONCE ORTEGA J.M., SUN S.K. e ZHANG C.), 13 autores

com 5 (ZHANG C., CHEN Y., DONG J.W., HUANG X., KUMAR P., LI L., LI Y., LIU X., MODI A.T., SU W.C., THENKABAIL P.S., WANG P. e WANG Y.), 29 autores com 4 artigos, 82 autores com 3 artigos, 482 autores com 2 artigos, e 3335 outros autores com apenas um trabalho sobre o tema.

Quanto à produção fracionada, também possui o maior valor a autora LIU Y. (2,22), que possui apenas produções de autoria única. Seguida por WU P.T. na segunda posição, com (1,80), e MABHAUDHI T., que ocupa a terceira posição com 1,76 artigos de produção fracionada, enquanto as próximas posições são ocupadas por WANG Y. B. (1,74), CHEN Y. (1,72), WANG J. (1,67), WANG L. (1,62), PONCE-ORTEGA J.M. (1,59), MODI A.T. (1,59), ZHAO X.N. (1,58), PAL S. (1,58), XIAO X.M. (1,54), CAO X.C. (1,51), ZHANG Q. (1,51), MISHRA V. (1,45), ZHANG F. Q. (1,43), ZHANG J. (1,40), LIU L.Y. (1,33), WANG H. (1,30) e ZHANG Y. (1,28). Outros 20 autores apresentam o valor de 1,0 artigo (ADU M.O., AMEEN H.A., AMOO O.M.A., ATIENZA M.E.L., CHEN H.S., CIMINI A., ELDIN N.M.S., ESOI-MEME E.E., FUSSEL H.M., GBIGBI T.M., GIDEY A.,

GULCIN D., HASSAN A.A., HUANG S.T.Y., MOSER A., NADERI M., OBADE V.D., OMMANI A.R., OZ-TURKI. e PALADINI S.) e o restante apresenta uma produção fracionada menor que 1 artigo.

Dessa forma, alguns autores, embora apresentem um maior número de publicações, não pos-

suem grande representatividade quando analisada a produção fracionada. Isso não ocorre com Liu Y, já que esta se manteve como a autora de maior produção nas duas categorias, mostrando que pode ser considerada uma pesquisadora de destaque quando se trata da segurança hídrica.

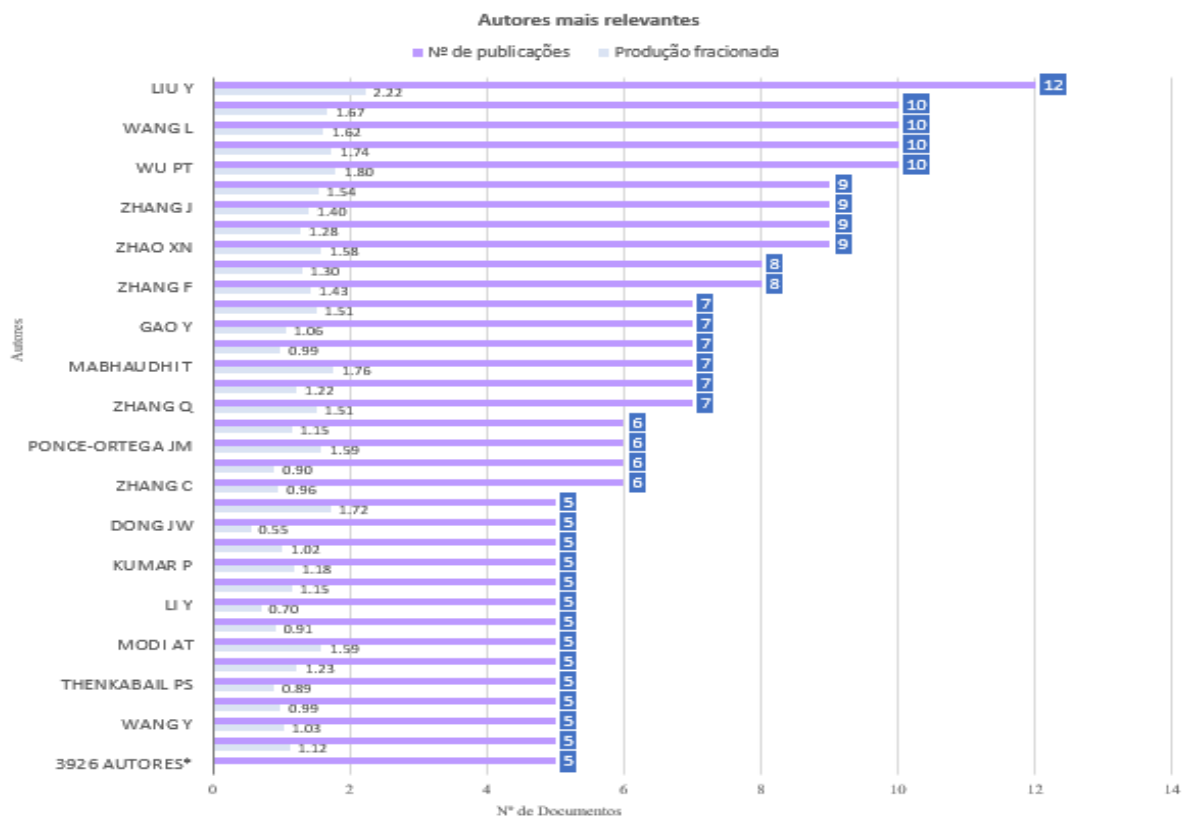


Figura 5 - Autores mais relevantes.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

Para avaliar o impacto de cada autor, os autores foram classificados em ordem decrescente quanto ao índice h, ao índice g e ao total de citações, nesta ordem, e mostrados no gráfico da Fig. 6 apenas os primeiros 48 autores. XIAO X.M. é a autora de maior impacto, visto que apresenta os maiores valores para os 3 parâmetros, com maior destaque para o total de citações (1494), que é 4,5 vezes maior do que o segundo colocado WANG J., com 330 citações. WANG Y.B. está na terceira posição, embora apresente diferentes valores de índices

h (6) e índice g (10), WANG J. possui bem menos citações (144). WU P.T., por outro lado, ocupa a quarta posição com índice h igual a 5 e índice g igual a 10 e também é o quarto autor que mais produziu, porém apresenta número médio de citações de apenas 150. Enquanto isso, LI Y., apesar de possuir valores menores de índices h e g que outros autores, é o terceiro autor mais citado, provavelmente porque ele, assim como WANG J., trabalhou em colaboração com XIAO X.M., na elaboração de trabalhos relevantes sobre a Segurança Hídrica.

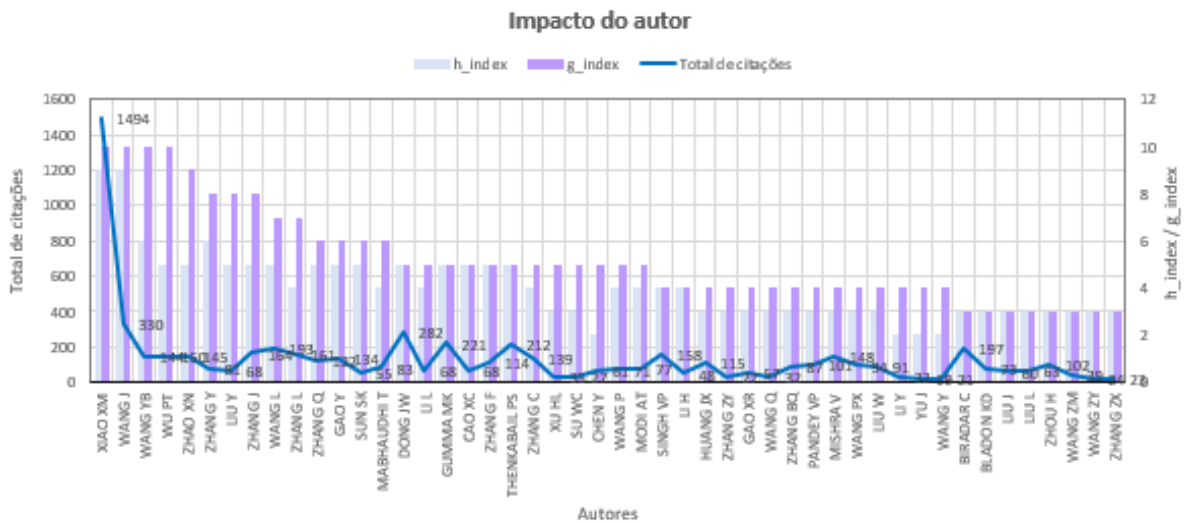


Figura 6 - Impacto do autor.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

A Fig. 7 mostra o gráfico dos países mais relevantes levando em consideração o número de publicações, o qual apresenta a divisão em produções com e sem colaboração entre países e o total de citações. A China é o país que mais publicou artigos (383), conforme os dados bibliográficos utilizados nesse estudo, sendo 285 realizados sem parceria com outros países e apenas 98 com colaboração externa. Assim, pode-se constatar que há certa concentração de referência em alguns países. Por exemplo, os países como Estados Uni-

dos, Índia, Irã e Brasil são que mais publicaram sobre SH. A Austrália e o Canadá, embora tenham publicado pouco, apresentam os trabalhos mais relevantes, visto que o número de citações foi elevado. Infere-se que esse destaque esteja relacionado a uma maior quantidade de grupos de pesquisas, bem como à vinculação de autores de distintas áreas. Embora os respectivos países mencionados sejam destaque na classificação, há também outros que vêm produzindo nessa temática, conforme evidencia a Fig. 7.

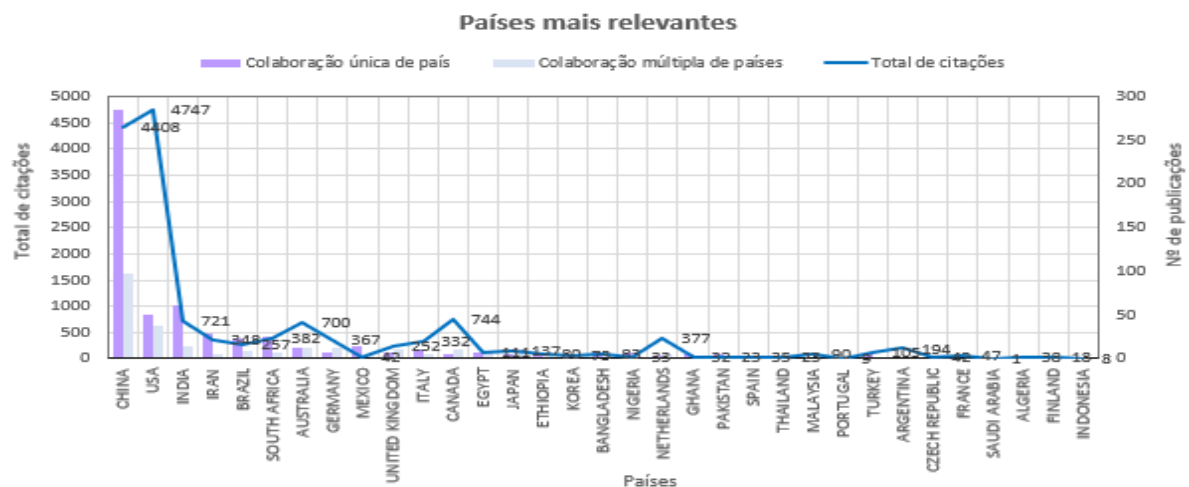


Figura 7 - Países mais relevantes.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

3.4 Documentos

A Fig. 8 apresenta as 39 publicações mais citadas, com indicativo da quantidade de citações locais (LC) e citações globais (GC), assim como a razão LC/LG. É importante ressaltar que as citações locais computam quantas vezes um documento incluído no conjunto de artigos analisados foi citado pelos documentos também incluídos nesse conjunto. Por outro lado, as citações globais quantificam o total de citações que um artigo, incluído em sua coleção, recebeu de documentos indexados em um banco de dados bibliográficos, nesse caso o WoS. Por essa razão, as citações globais são maiores ou iguais às citações locais.

A partir da Figura 8, observa-se que Hahn et al. (2009) estão em primeira posição contando com 562 citações globais, em nível local (23) e uma relação LC/GC que resultou em 3,20%. Publicado na revista *Global environmental change*, o trabalho propõe o desenvolvimento do Índice de Vulnerabilidade de Subsistência (LVI) para estimar a vulnerabilidade às mudanças climáticas.

A avaliação da vulnerabilidade descreve um conjunto diversificado de métodos usados para integrar e examinar sistematicamente as interações entre humanos e seu ambiente físico e social. A LVI inclui sete componentes principais: Sócio-Demográfico Perfil, Estratégias de Subsistência, Redes Sociais, Saúde, Alimentação, Água, Desastres Naturais e Variabilidade Climática. Cada um deles é composto de vários indicadores ou sub-componentes. Neste caso, os autores destacam que essa abordagem pragmática pode ser usada para monitorar a vulnerabilidade, programar recursos para assistência e/ou avaliar potencial programa/eficácia da política em regiões com escassez de dados, introduzindo cenários no modelo LVI para linha de base comparação.

Analizando as primeiras posições, das 5 publicações mais citadas em nível global, 2 são da autora XIAO XM. Em nível local, das 5 mais citadas,

2 também são da XIAO XM., corroborando com o fato de ser a autora de maior impacto, como visto na análise ao nível dos autores.

A segunda publicação mais citada, tanto em nível global (558) como em nível local (23), é Xiao et al. (2005), que trata do desenvolvimento das estimativas de emissões de gases de rastreamento, gestão de recursos, segurança hídrica e alimentar. O total de citações locais indica que, dada a importância do trabalho, dos 965 artigos analisados, 23 citaram Xiao et al. (2005), ou seja, mais de 2.38%. A relação LC/GC resultou em 4,12%, indicando que a cada 100 citações globais, 4 citações, aproximadamente, são de artigos que fazem parte da coleção analisada no presente trabalho. Essa grande diferença entre citações globais e locais pode ser resultado da influência que esse artigo tem com outros temas.

A publicação de Xiao et al. (2006) apresentou a terceira maior quantidade de citações globais (482) e locais (17); desse modo, a relação LC/GC resultou em 3,53%. O trabalho detalha o desenvolvimento de um novo banco de dados geoespacial da agricultura de arroz para 13 países do Sul e Sudeste Asiático. Esses países têm 30% da população mundial e 2/3 da área total de terras de arroz no mundo e discutem abordagens para a futura implementação dos usos da segurança hídrica (SH).

Desses artigos, vale destacar, pela quantidade de citações globais, o trabalho de Di Nardo et al. (2014), com 77 citações, que propõe também uma nova metodologia para o projeto ótimo de setorização de redes água, técnica essencial para melhorar a gestão e a segurança de sistemas de abastecimento de água de múltiplas fontes. Essa metodologia proposta utiliza princípios da teoria dos grafos e um procedimento heurístico baseado na minimização da quantidade de potência dissipada na rede hídrica. O procedimento foi testado em duas redes de dis-

tribuição de água existentes (em Parete, Itália e San Luis Rio Colorado, México) usando diferentes índices de desempenho.

Além desse, também se destaca o trabalho Zheng et al. (2007), com 95 citações, que desenvolve o Modelo de Avaliação da Sustentabilidade dos Recursos Hídricos, aplicado para avaliar a sustentabilidade dos recursos hídricos de bacias hidrográficas da bacia do rio amarelo, na China, e realiza uma comparação entre os resultados do modelo e da segurança hídrica. Em nível local, o quarto trabalho mais citado foi o de Shah et al. (2013), que desenvolve e testa a aplicabilidade de um Índice de Vulnerabilidade dos Meios de Vida (LVI) para as comunidades agrícolas e de-

pendentes de recursos naturais nos países em desenvolvimento. O índice é aplicado num estudo comparativo de duas comunidades de zonas úmidas em Trinidad e Tobago, um país que se espera que venha a suportar alguns dos impactos mais severos das alterações climáticas, e apresenta os resultados de sua aplicação.

É importante destacar que, dos 965 artigos analisados, 821 não contam com citações locais, indicando que não foram citados por nenhum dos outros artigos da coleção, e 195 artigos não contam sequer com citações globais. Desse modo, dos 965 documentos da coleção, 770 contam com citações, ou seja, 79,79%.

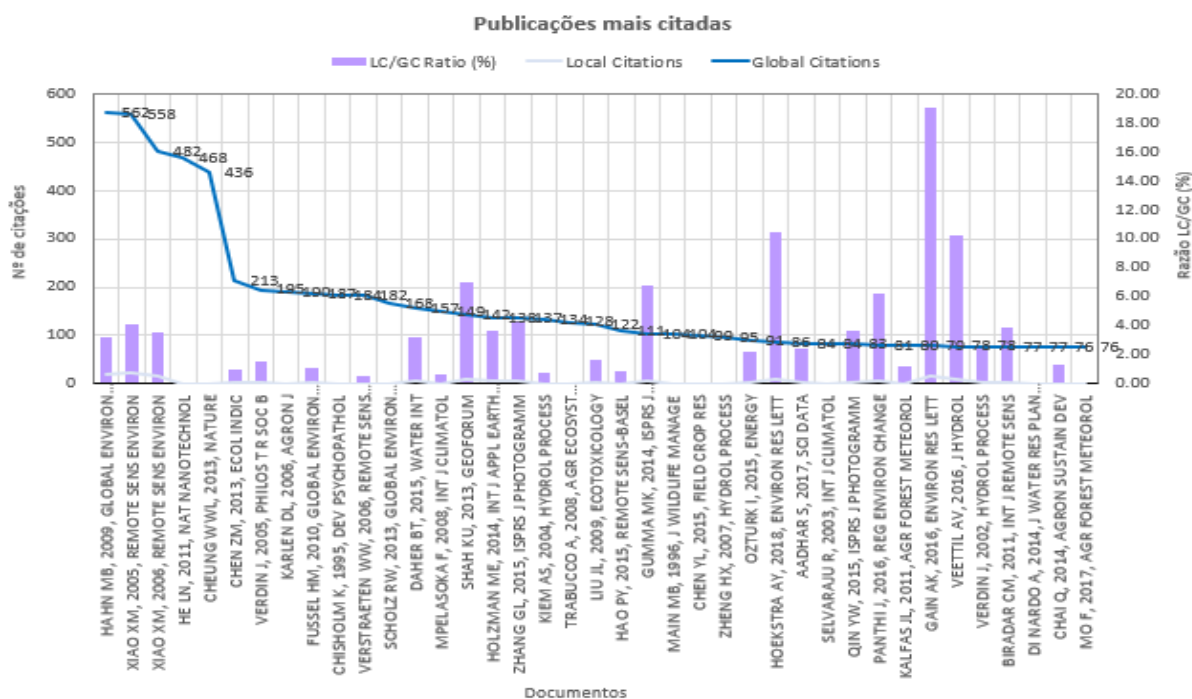


Figura 8 - Publicações mais citadas.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

As palavras-chave geralmente ilustram o objetivo fundamental de qualquer artigo de maneira detalhada (Gong et al., 2019). A Fig. 12 apresenta o mapa de co-ocorrência que demonstra as palavras-chave mais mencionados pelos artigos acadêmicos pesquisados no banco de dados da

“Web of Science”. As avaliações compreendem 5.651 palavras-chave de todos campos, das quais 136 itens atingem o limiar de co-ocorrência de pelo menos 10 vezes. Os 136 itens constam no gráfico pelo seu grau de significância, como mostrado na Fig. 9.

Ao interpretar os diagramas de agrupamento de palavras-chave, o VOSViewer pode examinar os identificadores de vários documentos em detalhes e classificar os pontos mais importantes de pesquisa da segurança hídrica. Além disso, as 136 principais palavras-chave são listadas em 5 clusters de acordo com o número de ocorrências.

No primeiro *cluster* ou *cluster* vermelho, o qual é composto por 43 itens, destacam-se as seguintes palavras-chave recorrentes: “climate-change” (força total de ligação de 505 com 123 links), sendo a palavra-chave que aparece com maior frequência no aglomerado vermelho; “management”, sendo a segunda palavras-chave dominante com maior frequência (força total de ligação de 364 com 110 links); “impacts” (força total de ligação de 316 com 108 links); “water security” (força total de ligação de 128 com 78 links), já que a segurança hídrica é multidimensional e portanto, tem conexões com outras áreas hidropolítica, hidro-sociologia, hidroenergia-alimentar nexus, Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), etc.; “water resources” (força total de ligação de 59 com 42 links); “water scarcity” (força total de ligação de 75 com 45 links); “sustainability” (força total de ligação de 116 com 59 links); e “climate-change” (força de ligação de 321 com links 104).

O segundo *cluster* (conjunto verde) inclui 35 itens e se concentra principalmente na segurança da agricultura e da nutrição. As palavras-chave são “temperatura” (força total de ligação de 206 com 77 links), “remote sensing” (força total de ligação de 159 com 73 links), “water” (força total de ligação de 249 com 42 links), “drought” (força total de ligação de 304 com 97 links), “agriculture drought” (força total de ligação de 52 com 44 links) e “vegetation” (força total de ligação de 163 com 77 links). Vale ressaltar que as palavras-chave do grupo verde demonstram a expansão nos estudos sobre diferentes recursos hídricos e seus usos. Esse grupo revela também a importância das águas e seu papel na agricultura, bem

como questões de proteção da água para desenvolvimento dos países.

O terceiro *cluster*, ou aglomerado azul, contém 30 itens e se concentra principalmente em áreas de biodiversidade e na qualidade de água. As palavras-chave de destaque neste agrupamento são: “model” (força total de ligação de 400 com 7118 links), “ground water” (força total de ligação de 97 com 61 links), “contamination” (força total de ligação de 55 com 31 links), “pollution” (força total de ligação de 112 com 59 links), “water quality” (força total de ligação de 66 com 40 links) e “ecosystem services” (força total de ligação de 102 com 52 links). Pode ser inferido que o aglomerado azul foca principalmente na segurança da qualidade de água e demonstra o crescente foco dos estudos sobre questões de abastecimento de água e saneamento básico. Por outro lado, águas subterrâneas têm um papel significativo na obtenção do desenvolvimento sustentável de um país. Além disso, há necessidade de dar mais ênfase à governança da água e ao planejamento dos recursos hídricos, a fim de proteger os ecossistemas contra os fenômenos da mudança climática.

O *cluster* amarelo inclui 27 itens e se concentra nas áreas de produtividade e contaminação de água. As cinco palavras-chave mais importantes neste aglomerado são “performance” (força total de ligação de 89 com 50 links), “water productivity” (força total de ligação de 58 com 38 links), “photosynthesis” (força total de ligação de 40 com 25 links), “nitrogen” (força total de ligação de 83 com 56 links) e “irrigation” (força total de ligação de 178 com 85 links). Esse agrupamento implica diretamente em questões de desempenho da água e contaminação no tratamento do gerenciamento da água. Isso inclui os estudos que adotaram diferentes tecnologias de tratamento e estratégias de gestão. De acordo com Hegarty et al., (2021), em um estudo recente sobre a qualidade da água dos rios na Irlanda, os autores relataram uma tentativa bem-sucedida

de avaliar o nitrato e o monitoramento de fosfatos na água dos rios e seu papel no preenchimento das lacunas de dados existentes.

Por fim, o quinto *cluster*, na cor roxa, tem como principal palavras-chave “land” (força total de ligação de 93 com 56 links), com 20 ocorrências.

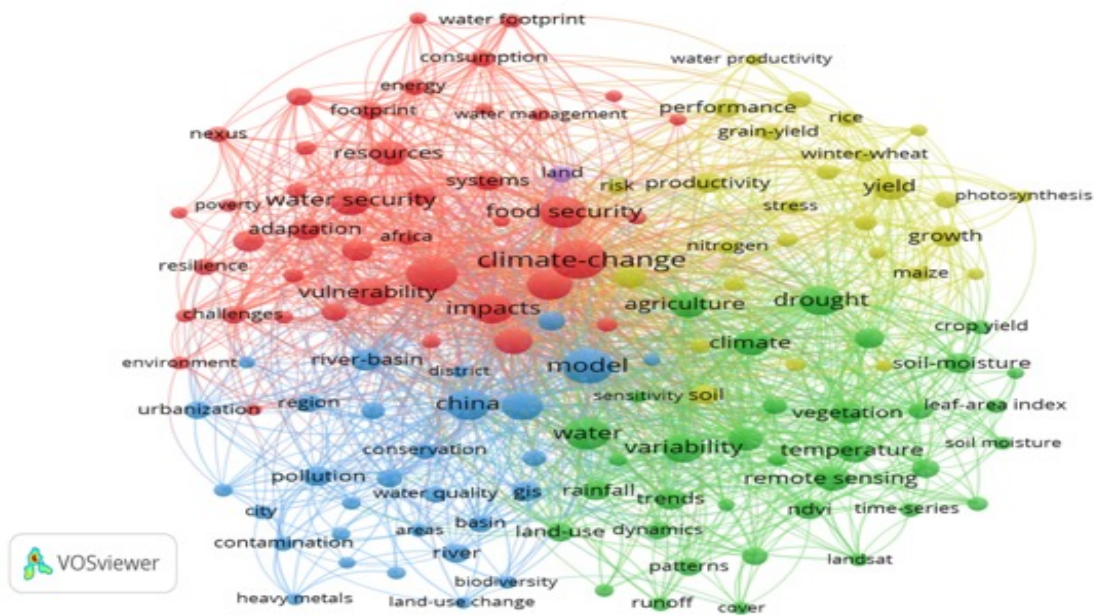


Figura 9 - Rede de co-ocorrência das palavras-chave mais utilizadas pelos autores, nos artigos aplicáveis sobre "water security index"

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando o software Vosviewer (2022).

A fim de compreender a evolução das palavras-chave ao longo do tempo, a Fig. 10 apresenta dois gráficos com a dinâmica de utilização das palavras mais relevantes do campo KeyWords Plus, por ano (Fig. 10a) e acumuladas (Fig. 10b). As KeyWords Plus mais utilizadas foram: “Climate-change” com 106 trabalhos, em segunda posição “Management” com 91 trabalhos, seguida “Model” com 87 artigos, “Impacts” com 62 artigos, “Water” com 61 artigos, “China” com 60 artigos, “Variability” com 55 artigos e “Index” com 52 artigos. As demais palavras tiveram ocorrência variando de 48 a 44 vezes.

Na Fig. 10, nota-se que a palavra “*Model*” esteve presente desde 2004 do período analisado, sendo o ano de sua maior ocorrência em 2021. O ano seguinte (2005) tem “*Water*” como a *KeyWord Plus* de maior ocorrência, a qual permaneceu durante

todo o período analisado como a *KeyWord Plus* de maior ocorrência acumulada, embora em alguns anos tenha o mesmo valor que “*Index*”. A palavra “*Index*” passou a ser considerada *KeyWords Plus* somente a partir de 2005, provavelmente em razão da publicação de trabalhos com propostas de reformulação da segurança hídrica. Da mesma forma, “*Management*” começou a aparecer em 2005, apresentando seu pico em 2020. Ainda mesmo para palavras “*China*” e “*Impact*” começaram a aparecer em 2009, apresentando seus picos em 2021. “*Climate-change*”, por sua vez, ocorreu a primeira vez em 2011 e apresenta seu pico em 2021, com 2 ocorrências, enquanto “*Variability*” é a *KeyWord Plus* mais recente, tendo seu início em 2008, e já apresenta a mesma quantidade acumulada de ocorrências que “*Resources*”, que teve origem em 2013.

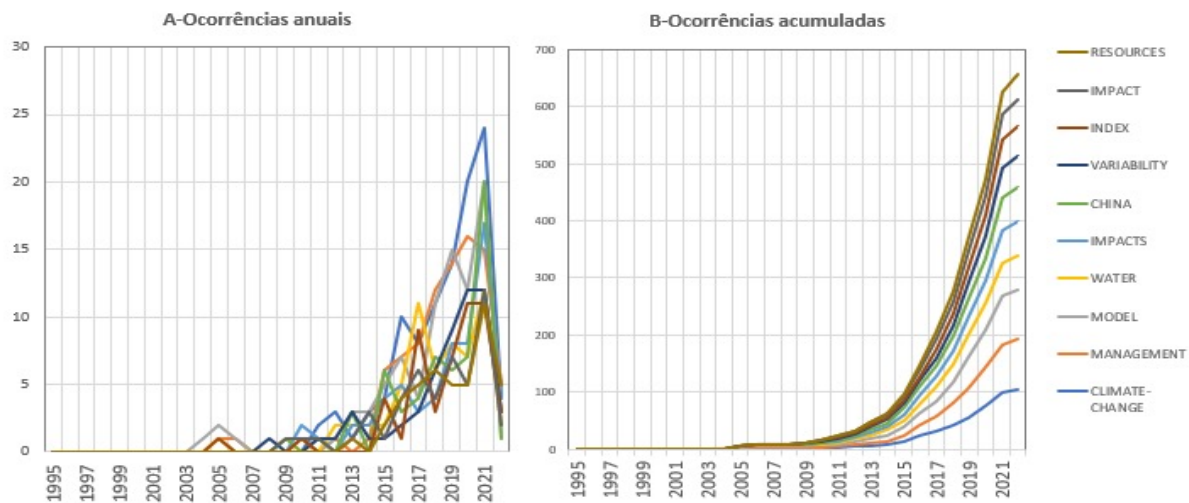


Figura 10 – Dinâmica das palavras: ocorrências das palavras mais relevantes do campo Keyword Plus.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

3.5 Estrutura conceitual.

Com o intuito de examinar diferentes dimensões do conhecimento em uma determinada área, Law et al. (1988) desenvolveram uma abordagem analítica estratégica popularmente conhecida como mapeamento ou diagrama de coordenação estratégica. A interligação dos marcos de pesquisa em um campo específico pode ser refletida nesse critério. Essas táticas também são cruciais, pois possuem certas flexibilidades para avaliar profundamente as tendências atuais e fluxos de pesquisa, além de capacidades dinâmicas de avaliar a interconexão entre vários temas de pesquisa. Trata-se de uma estrutura bidimensional que compreende táticas de avaliação baseadas em densidade e centralidade. As linhas horizontais (eixo X) são indicadas com os valores de densidade ou campo da área de pesquisa específica, e as linhas retas da esquerda para a direita (eixo Y) representam a centralidade correlacional. A densidade seria útil para avaliar a intensidade dos pontos de interseção em todo o campo e significar o potencial da categoria individual para resistir e melhorar. A centralidade seria crucial para apresentar os níveis correlacionais das seções e demais subseções. Quanto

mais alto o nível de centralidade, mais significativos são os agrupamentos interconectados dentro da disciplina em particular.

A Fig. 11 apresenta os temas centrais, em que a densidade representa o eixo horizontal e centralidade o eixo vertical. O campo do diagrama é definido com as palavras-chave do autor e a frequência mínima de cluster e o número de rótulos (para cada *cluster*) foram definidos como sendo 3. A saída de coordenação produziu 10 clusters. A Fig. 11 mostra que os *clusters* 1 e 2 detêm uma centralização mais significativa do que outros *clusters*. Isso implica que esses três clusters ocupavam um papel central na análise de SH e possuíam uma conexão íntima com o restante dos clusters. Os valores dos *clusters* 3, 5 e 9 são maiores que os valores médios, o que denota que esses três tópicos são altamente inter-relacionados com outros temas. Os valores dos demais *clusters* são menores que os valores limites, particularmente os *clusters* 4, 6, 7, 8 e 10, que possuíam um valor central inferior, indicando que a conexão entre estas áreas de pesquisa e outros temas é mínima e que o conteúdo não está bem focalizado.

Com base na representação de alocação de densidade, o *cluster* 1 e o *cluster* 8 possuem maior popularidade e se tornam os temas mais utiliza-

dos para quantificar as práticas de SH, demonstrando que esses dois *clusters* desenvolveram uma base conceitual aprofundada, consistente e estabelecida para obter e quantificar a roteiro de SH. As densidades de *cluster* 9, 10 e 4 mantêm a posição acima da linha de valor médio, o que indica que esses temas ainda precisam de um pouco mais de tempo para serem destacados e fortalecidos em uma prospecção futura. As densidades das demais unidades garantem a posição sobre o ponto médio, o que implica que tais temas ainda não estão adequadamente amadurecidos, e por isso a estrutura conceitual para esses *clusters* ainda não está estabelecida.

Após avaliar as quatro dimensões (quadrantes) produzidas pela Fig. 11, observou-se que o quadrante “a” quantificado com os *clusters* 1, 2 e 7 assegura a posição dentro do quadrante mais valioso. O quadrante “a” compreende valores de densidades maiores do que a escala média, significando que esses dois temas asseguram a posição dentro dos pontos focais e fundamentais da literatura sobre SH.

Com o *clusters* 3 e 5, o quadrante “b” foi formulado. Esse quadrante representa os valores de

centralidade em sua maioria mais altos, mas com valores de densidade mais baixos do que os padrões médios, significando que esses temas estão bem posicionados no campo central da SH. No entanto, esses temas ainda não estão suficientemente maduros, pois o nível de densidade é relativamente menor que o valor de centralidade e espera-se que cresça profundamente no escopo de pesquisas iminentes.

O terceiro quadrante “c” representa os menores valores de centralidade e densidade. Essa análise descobriu que os *clusters* 6 e 8 se encaixam nesse quadrante. Isso indica que esses *clusters* não são fundamentais para a pesquisa da SH, mas podem ser adequados entre as margens do estudo.

Quanto à centralidade dos temas, o quadrante “d” implica que a literatura se concentrou nesses temas dentro da borda do estudo de SH. Por outro lado, a maior densidade denota aqueles temas firmemente amadurecidos. Esse *cluster* pode derivar da seção metodológica ou de outras seções instrumentais, com as formas do quadrante “d” do *cluster* 10 e do *cluster* 4 representando alta densidade e centralidade relativamente baixa.

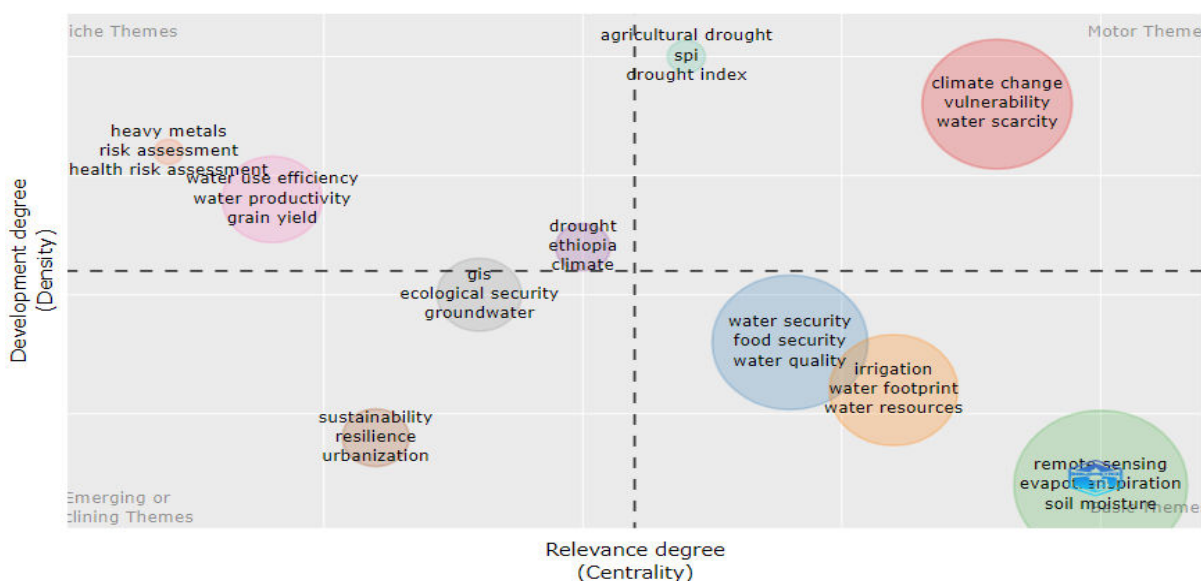


Figura 11 - Mapa temático para o campo da palavras-chave do autor.

Fonte: Adaptação Bibliometrix (2022).

3.6 Visão Geral de Três Campos: Instituições, Palavras-chave, Países associados

A Fig. 12 apresenta um mapa colaborativo de instituição, palavra-chave e país associado à segurança hídrica. As linhas indicam as conexões e o tamanho das parcelas compreendidas pela densidade de aparências. O campo de segurança hídrica se desenvolveu devido à sua imensa importância, mas a alocação da mudança climática abrange principalmente temas de área ampla, conforme indicado na Fig. 9. Eventualmente, impulsionou essa área emergente de abordagens agrícolas modernas e retratou um excelente nicho de escopo de pesquisa. Múltiplos atores e instituições dos setores recursos hídricos sempre tiveram uma profunda preocupação em gerenciar efetivamente as questões de sustentabilidade dentro do domínio agrícola para facilitar a transição social, ambiental e econômica para desfrutar do aprimoramento central da segurança hídrica.

A Fig. 12 retrata uma visão mais precisa de como instituições de várias partes do mundo possuem colaboração científica dentro de palavras-chave específicas. Essa incluiu a rede colaborativa de China, Estados Unidos e Índia, o que indica que esses países tiveram impactos gerais relevantes quantos

às questões globais. Isso permite concluir que países como a África do Sul (quarto no ranking) apresentam um campo de pesquisa bem estabelecido no domínio recursos hídricos, identificando uma progressão da pesquisa sobre o tema no país.

A minimização ou prevenção dos efeitos adversos da mudança climática indica um valor crescente para o parâmetro de crescimento sustentável. A implementação de uma legislação rigorosa e sistemas de gestão para controlar os efeitos a longo prazo, bem como o aumento do nível de consciência ambiental em geral são medidas necessárias. As tendências crescentes mostram que o campo ainda está emergindo. A segurança hídrica é um campo emergente que lida principalmente com uma ampla gama de subcampos, como mostrado no tópico de temáticas-chave (ver Fig. 2).

Observa-se, ainda, que o crescimento de estudos relacionados à segurança hídrica é relativamente estável. Os resultados demonstram uma ampla colaboração entre os autores, instituições, países ou regiões, uma vez que a dinâmica geral na publicação de trabalhos sobre segurança hídrica não é linear, combinando temas como mudança climática, vulnerabilidade, escassez de água, sustentabilidade e meio ambiente.

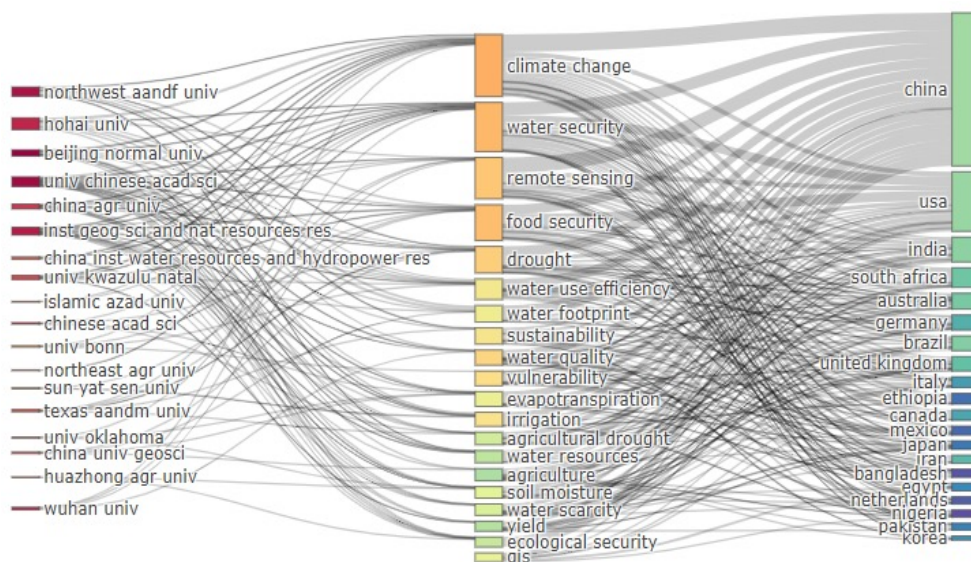


Figura 12 - Visão geral de três campos: Instituições, Palavras-chave, Países associados.

Fonte: Adaptação Web of Science (2022).

4 PRINCIPAIS DESAFIOS DA SEGURANÇA HÍDRICA NO CONTEXTO BRASILEIRO E EM NÍVEL GLOBAL

O tema da segurança hídrica é de crescente importância global, incluindo a recente criação de um periódico relevante publicado pela Elsevier desde 2017, com o título “Water Security”, que visa publicar artigos originais e revisões críticas sobre os elementos da segurança hídrica. Segundo o Banco Mundial (2018), o Brasil é um dos países mais ricos em recursos hídricos, respondendo por 12 a 14% de toda a água do mundo. No entanto, esse recurso não está distribuído uniformemente, uma vez que mais da metade está localizado na bacia Amazônica, que possui baixa densidade demográfica em relação às outras regiões do país, enquanto a menor disponibilidade hídrica encontra-se na região Nordeste, que sofre com secas recorrentes e possui densidade demográfica relativamente alta (RABELO e LIMA NETO, 2018). Rabelo (2017) avaliou que, para garantir a segurança hídrica no Estado do Ceará, por exemplo, seria necessário adotar diversas medidas de intervenção, além da Transposição do Rio São Francisco, tais como melhorias na eficiência dos sistemas de irrigação, investimentos na captação de águas subterrâneas, implantação de reuso de água, diminuição do consumo de água, dessalinização da água do mar, entre outras.

O Brasil tem legislação e instituições específicas para lidar com seus recursos hídricos e tem projetos e programas alinhados com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Entretanto, a legislação e a implementação do instrumento em geral não levam em conta ainda os efeitos da mudança climática. Nesse contexto, a flexibilidade política e institucional, a articulação e a participação de múltiplos atores em todas as escalas (municipal, bacia hidrográfica, estadual e federal) se destacam como uma questão central para direcionar as ações de adaptação para enfrentar a mudança climática (PEREIRA et al., 2020).

As mudanças climáticas e suas possíveis consequências são cada vez mais reconhecidas como uma questão prioritária nas discussões ambientais globais. Aliado a isso, o acesso aos serviços de saneamento básico coloca o Brasil e, principalmente, as suas regiões com maior insegurança hídrica, como a região Nordeste, em uma situação bastante vulnerável (ARAÚJO e LIMA NETO, 2019; FRAGA et al., 2020; RAULINO et al., 2022). Portanto, necessita-se de investimentos massivos no setor e de implementação de políticas públicas eficientes relacionadas à questões ambientais (GESUALDO et al., 2021).

No Brasil, os problemas de perda de fontes potenciais de água doce estão em geral relacionados à poluição das águas superficiais e subterrâneas. Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem, em ordem variável de importância dependendo das diferentes situações, da baixa cobertura de esgotamento sanitário, do manejo inadequado dos resíduos sólidos e das águas pluviais, do controle inadequado dos efluentes industriais e da degradação das bacias hidrográficas em geral (OLIVEIRA FILHO e LIMA NETO, 2017; LIMA et al., 2018; ARAÚJO e LIMA NETO, 2019; FRAGA et al., 2020; FREIRE et al., 2021). Essa problemática se torna ainda mais crítica na região Nordeste, que contém dezenas de milhares de açudes para compensar os anos de seca (RABELO et al., 2021, 2022), sendo que mais de $\frac{3}{4}$ desses mananciais encontram-se eutrofizados, em virtude da baixa cobertura do setor de saneamento básico e de práticas agrícolas deficientes (WIEGAND et al., 2020, 2021).

As complexidades envolvidas exigem vontade política para apoiar o desenvolvimento e a implementação de políticas públicas para melhor compreender, mitigar e adaptar-se aos desafios atuais e futuros dos recursos hídricos. A importância de uma gestão integrada que abranja todas as regiões brasileiras e suas peculiaridades

deve ser enfatizada. Como exemplo, pode-se mencionar o Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040 (ANA, 2022), que já traz a proposição de medidas de adaptação às mudanças climáticas e de controle da poluição, conforme preconizado pelos programas das Nações Unidas (UNEP, 2021).

Com relação às secas, Souza Filho et al. (2018) apontaram uma tendência para períodos mais longos com dias secos consecutivos, períodos secos mais frequentes e intensos, e secas severas na região Nordeste. O Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040 (ANA, 2022) já menciona inclusive o Monitor de Secas, que é uma ferramenta de acompanhamento da situação das secas desenvolvida inicialmente para o Nordeste e em fase de expansão para o Brasil como um todo, cujos resultados consolidados são divulgados por meio de mapas periódicos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sendo a água um recurso cada vez mais escasso e necessário para a manutenção e desenvolvimento da sociedade e do meio ambiente, este estudo teve por objetivo realizar a análise bibliométrica da segurança hídrica levando em consideração sua evolução espaço-temporal, dado que esse parâmetro pode ser utilizado para identificar e acompanhar os aspectos físicos, econômicos e sociais que relacionam a segurança hídrica.

Dessa forma, utilizou-se como base de dados a coleção principal da WoS, comprovada a sua relevância na comunidade acadêmica, e para as análises bibliométricas dois softwares: o aplicativo gratuito Biblioshiny, acessado por meio da Bibliometrix do R, e o VOSviewer, os quais se mostraram ferramentas de fácil utilização, automatizando grande parte do estudo e gerando resultados de forma rápida e confiável. Ambos os softwares podem fornecer uma avaliação de

dados completa que pode ser usada para uma proporção diferente de ferramenta de análise de rede. Como o VOSviewer tem algumas desvantagens (abordagens analíticas de rede precisas), utilizaram-se também as ferramentas analíticas disponíveis no pacote Biblioshiny.

Assim, foram analisados 965 artigos, que foram publicados durante o período de 1993 a 2022, de forma quantitativa, geralmente utilizando o número de publicações e citações, e qualitativa, como por exemplo a identificação das principais temáticas sobre a Segurança Hídrica (SH). Foram identificados cinco tipos de artigos, sendo a maioria deles publicados em revistas (65), as quais se mostraram como sendo o tipo de fonte mais relevante, sendo a *Water*, a *Water Resources Management*, a *Water Resources Research*, a *Water Science and Technology* e a *Water international* as revistas que mais publicaram sobre o assunto e a *Water International*, a *Water Resources Management*, a *Water Resources Research* seguida da *Water*, as revistas que mais tiveram publicações citadas. Posto isso e somando-se o fato de que a *Water* possui os maiores índices h e g, essa fonte pode ser considerada a de maior influência sobre a segurança hídrica.

Em nível de autores, a grande maioria (99,46%) produziu em colaboração com outros autores, sendo que apenas 30 possuem produções de autoria única. Como autora de maior influência sobre o assunto tem-se XIAO X.M., visto que a mesma apresenta a maior produção individual e fracionada, o maior número de citações, os maiores índices h e g e destaca-se também que ela faz parte dos cinco autores com maior tempo de pesquisa. Vale acrescentar que das 5 publicações mais citadas na esfera global, 4 pertencem à autora, enquanto na esfera local, tem-se 3 das 5 primeiras. XIAO X.M., ainda possui as duas referências mais citadas dentre as 43.149 contidas no conjunto de dados, o que consolida ainda mais o fato de que a autora pode ser considerada de

maior destaque no que diz respeito à Segurança Hídrica (SH). Por outro lado, o país que possui o maior número de publicações sobre a temática SH é a China, seguida dos Estados Unidos, da Índia, do Irã e do Brasil.

Em relação às palavras de maior relevância, destacam-se “water”, “resource”, “impacts”, e “management”, o que demonstra a constante preocupação sobre esse recurso no que diz respeito à sua escassez e ineficiência de sua gestão. Outros termos que vêm ganhando destaque na última década são “mudança climática”, “seca”, e “poluição”, os quais estão diretamente relacionados à realidade brasileira, notadamente na região da Amazônia, de importância global; no Nordeste, que sofre historicamente com a escassez hídrica; e em grandes centros urbanos, que têm sido bastante impactados por eventos extremos de secas e cheias urbanas e pela poluição hídrica.

Por meio da análise do portfólio bibliográfico constatou-se que a maioria dos trabalhos apresentam as principais fontes de publicações em língua inglesa. Também se observa que as publicações de artigos selecionados sobre a temática estão concentradas em algumas revistas científicas internacionais, não necessariamente aquelas com os maiores fatores de impacto. Entretanto, no Brasil as publicações científicas têm sido via de regra limitadas a periódicos nacionais que não são em geral indexados na *Web of Science*, enquanto o tema também tem recebido bastante atenção de pesquisadores e órgãos relacionados à gestão de águas. Estes publicaram diversos artigos destinados a compreender os principais avanços e desafios dos recursos hídricos no Brasil. Destacam-se os eventos extremos de cheias e secas que se intensificaram no país, a poluição decorrente da baixa cobertura dos serviços de saneamento básico e as mudanças climáticas, temas que já vêm sendo abordados nos planos de recursos hídricos mas que precisam de medidas corretivas/preventivas eficientes para garantir a

segurança hídrica tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Volmar L, Frota AF, Jorge RLO, Studart TMC, Lima Neto IE; **Investigação:** Volmar L, Frota AF, Jorge RLO; **Redação - Primeira versão:** Volmar L, Frota AF, Jorge RLO; **Redação - Revisão & Edição:** Studart TMC, Lima Neto IE; **Supervisão:** Studart TMC, Lima Neto IE

7 REFERÊNCIAS

- ANA. **Plano Nacional de Recursos Hídricos 2022-2040 (PNRH)**. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2022.
- ANA. **Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH)**. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2019.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E. Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalisation from waste stabilisation ponds to shallow rivers. **Urban Water Journal**, p. 1-7, 2019.
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959-975, 2017.
- BANCO MUNDIAL. **Recuperando Água: Uma Abordagem Baseada em Resultados para o Abastecimento de Água e Saneamento no Estado de São Paulo**. Disponível em: <<https://www.worldbank.org/en/results/2018/05/07/approach-to-water-supply-and-sanitation--brazil-sao-paulo-state>>. Acesso em: agosto. 2018.
- CLARIVATE ANALYTICS (2020). Principal coleção da Web of Science Ajuda: Registro completo. Disponível em: https://images.webofknowledge.com/WOKRS519B3/help/pt_BR/WOS/hp_full_record.html#:~:text=KeyWords%20Plus%C2%AE%20s%C3%A3o%20termos,v%C3%A1rias%20palavras%20a%20termos%20C3%BAnicos. Acesso em: 11 de janeiro de 2022.
- DI NARDO, A. et al. Water Network Sectorization Based on Graph Theory and Energy Performance Indices. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 140, n. 5, 2014.
- EL-DIN, N.M.S. IR spectroscopic study on the thermal degradation of plastic security cover sheets of some documents. **Applied Polymer**, v. 47, n. 5, p. 911-916, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/app.1993.070470518>

FAHIMNIA, B., SARKIS, J., DAVARZANI, H. Green supply chain management: a review and bibliometric analysis. *Int J Prod Econ*, v. 162, p. 101-114, 2015.

FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G.; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid. *Urban Water Journal*, v. 17, p. 43-53, 2020.

FREIRE, L. L.; COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Spatio-temporal patterns of river water quality in the semiarid Northeastern Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 232, p. 452, 2021.

GESUALDO, G.C. et al. Unveiling water security in Brazil: current challenges and future perspectives. *Hydrological Sciences Journal*, v. 66, n. 5, p. 759 – 768, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1899182>

GONG, R. et al. Uma análise bibliométrica do gerenciamento da cadeia de suprimentos verde com base na plataforma Web of Science (WOS). *Sustentabilidade*, v. 11, n. 12, p. 3459, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11123459>

HAHN, M.B. et al. The livelihood vulnerability index: pragmatic approach to assessing risks from climate variability and change—a case study in Mozambique. *Global environmental change*, v. 19, n. 1, p. 74-88, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.11.002>

HEGARTY, S., HAYES, A., REGAN, F., BISHOP, I., CLINTON, R. Using citizen science to understand river water quality while filling datagaps to meet United Nations Sustainable Development Goal 6 Objectives. *Sci. Total Environ.* 2021, 783, 146953.

LAW, J., BAUIN, S., COURTIAL, J.-P., WHITTAKER, J. Policy and the mapping of scientific change: a co-word analysis of research into environmental acidification. *Scientometrics*, v. 14, p. 251 – 264, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02020078>

LIBANIO, P.A.C. Water reforms in Brazil: Challenges and opportunities for promoting water security in a continental-sized country. *World Water Policy*, v. 6, p. 230-245, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wwp2.12042>

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23, p. 125-135, 2018.

MARTINS, E.S.P.R. et al. Unveiling water security in Brazil: current challenges and future perspectives. *Hydrological Sciences Journal*, v. 66, n. 5, p. 759 – 768, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1899182>

MORETTI, S.L.A., CAMPANARIO, M.A. A Produção intelectual brasileira em Responsabilidade Social Empresarial – RSE sob a Ótica da bibliometria. *Revista de Administração Contemporânea*, v. 13, edição especial, p. 68-86, 2009.

MOSER, A. Ecotechnology in industrial practice: implementation using sustainability indices and case studies. *Ecological*

Engineering, v. 7, n. 2, p. 117-138, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(96\)00005-5](https://doi.org/10.1016/0925-8574(96)00005-5)

NEVES, E.M.S.C. Governança, segurança hídrica e cidadania no Brasil. *Strategies and Development – PPED*, v. 7, n. 2, p. 49-65, 2019

OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23, p. 3-14, 2017.

PAIVA, R.C.D. et al. Avanços e desafios da ciência de recursos hídricos no Brasil: uma síntese comunitária do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 25, p. 50, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.252020200136>

PEREIRA, V.R. et al. Oportunidades de adaptação para a segurança hídrica no Brasil. *Sustainability in Debate – Brasília*, v. 11, n.3, p. 91-105, 2020.

PNUD. Programa Das Nações Unidas Para O Desenvolvimento. *Objetivos do Desenvolvimento Sustentável*. Nova York: PNUD, 2015.

PRITCHARD, A. Statistical bibliography or bibliometrics. *Journal of documentation*, v. 25, n. 4, p. 348-349, 1969.

RABELO, U.P. *Segurança Hídrica no Estado do Ceará: Previsão de Demandas e Análise de Cenários*. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos). Universidade Federal do Ceará.

RABELO, U. P.; COSTA, A. C.; DIETRICH, J.; FALLAH-MEHDIPOUR, E.; OEL, P. V.; LIMA NETO, IRAN E. Impact of dense networks of reservoirs on streamflows at dryland catchments. *Sustainability*, v. 14, p. 14117, 2022.

RABELO, U.P., DIETRICH, J., COSTA, A.C., SIMSHÄUSER, M.N., SCHOLZ, F.E., NGUYEN, V.T., LIMA NETO, I.E. Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. *J. Hydrol. [S.l.]*, v. 603, p. 127103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127103>

RABELO, U. P., LIMA NETO, I. E. (2018). Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. *Revista DAE*, v. 66, p. 61-79, 2018.

RAULINO, J. B.; SILVEIRA, C. S.; LIMA NETO, I. E. Eutrophication risk assessment of a large reservoir in the Brazilian semiarid region under climate change scenarios. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 94, p. e20201689, 2022.

SHAH K.U. et al. Understanding livelihood vulnerability to climate change: Applying the livelihood vulnerability index Trinidad and Tobago. *Geoforum*, v. 147, p. 125-137, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.04.004>

SANTOS, A. C. et al. Segurança hídrica no Brasil: situação atual, principais desafios e perspectivas futuras. *Revista DAE*, v. 68,

n. 225, pp. 167-179, 2019. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.060>. Acesso em: set. 2020.

SOUZA FILHO, F. DE A. et al. From Drought to Water Security; Brazilian Experiences and Challenges. **Global Water Security**, pp. 233-265, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-981-10-7913-9_10

SPINAK, E. Dicionário enciclopédico de bibliometria, cienciometria e infometria. Caracas: **UNESCO**, 1996.

UNEP. United Nation Environment programme, 2021. **Adaptation Gap Report 2020. UNEP DTU Partnership and the World Adaptation Science Programme**. Nairobi. Available from: <https://www.unep.org/resources/adaptation-gap-report-2020>. Accessed 30 Jan 2021

VAN-ECK, N.J., WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, n. 2, pp. 523-538, 2010 Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>

VASCONCELOS, Y. L. Estudos Bibliométricos: Procedimentos Metodológicos e Contribuições. UNOPAR Científica. **Revista de Ciências Jurídicas e Empresariais**, v. 15, n. 2, p. 211-220, 2014.

WALLIN, J.A. Bibliometric methods: pitfalls and possibilities. **Basic & clinical pharmacology & toxicology**, v. 97, n. 5, p. 261-275, 2005.

WHO, W.H. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data. **World Health Organization**, Paris, 2012.

WIEGAND, M.C., NASCIMENTO, A.T.P., COSTA, A.C., LIMA NETO, I.E. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **J. Arid Environ**, [S.l.], v. 184, p. 104321, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>

XIAO, X.M. et al. Mapping paddy rice agriculture in South and Southeast Asia using multi-temporal MODIS images. **Remote Sensing of Environment**, v. 100, n. 1, p. 95-113, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.12.009>

XIAO, X.M. et al. Mapping paddy rice agriculture in Southern China using multi-temporal MODIS images. **Remote Sensing of Environment**, v. 195, n. 4, p. 480-492, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.004>

ZHENG, H.X. et al. Changes in stream flow regime in headwater catchments of the Yellow River basin since the 1950s. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 7, p. 886-893, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.6280>

Gerenciamento de perdas de água em sistemas de abastecimento por meio de indicadores de terceiro nível dos processos envolvidos

Management of water loss control in supply systems using thirty level indicators of involved processes

• **Data de entrada:**
18/08/2022

• **Data de aprovação:**
08/12/2022

Erivelton Bortoli dos Santos^{1*} | Silvia Cláudia Semensato Povinelli² | Ademir Paceli Barbassa² DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.060>

ORCID ID

Santos EB  <https://orcid.org/0000-0003-0672-0220>

Povinelli SCS  <https://orcid.org/0000-0002-7953-4640>

Barbassa AP  <https://orcid.org/0000-0003-1689-4873>

Resumo

Os eventos extremos de estiagem ocorridos no Brasil, cada vez mais frequentes, a concentração da população e a elevação do consumo dificultam o abastecimento e geram disputas pelo direito de uso da água. Essa situação se agrava ainda mais devido ao índice de perdas de água médio no Brasil atingir patamares de 40% na última década. O objetivo principal foi propor o gerenciamento dos itens importantes ao controle de perdas a partir de seus subitens, pela aplicação de indicadores. Os indicadores ponderaram a qualidade e a influência de técnicas, materiais e procedimentos sobre as perdas. O método foi aplicado ao município de Monte Alto - SP, o qual apresentou sensível redução de perdas. Foram escolhidos nove indicadores de gerenciamento de itens (IG_{item}) do sistema de abastecimento de água, que foram analisados no período de 1996 a 2005. Esses itens foram desdobrados em quarenta e três subitens, aos quais se atribuíram pesos por especialistas e, periodicamente, pontuações (0 a 100) ($IG_{subitem}$), que geraram nove IG_{item} . A média ponderada dos nove IG_{item} representou o índice geral de gerenciamento de perdas de água (IGGPA). Os levantamentos de dados e as interações com funcionários resultaram em relatórios, a base das pontuações. A pontuação de cada subitem, por ser mais simples e verificável, resultou mais verossímil a valoração do item e, por conseguinte, do IGGPA. Foram identificadas quarenta e três ações gerenciais positivas para o SAA e dezesseis ações negativas no período. Notou-se defasagem nas respostas entre o IGGPA e índices convencionais por questões intrínsecas aos índices, mas percebeu-se coerência entre eles.

Palavras-chave: Perdas de água. Sistemas de abastecimento de água. Indicadores de qualidade do SAA.

Abstract

The extreme draught events and anthropogenic factors in Brazil create difficulties in urban water supply and produce competition over the rights of water use. The situation worsens with the high rates of water loss, which has reached 40% last decade. The main purpose of this study was to develop a general management index and specific indicators of techniques, materials and human resources for the control of water losses in an urban water supply

¹ Sabesp - São Paulo - São Paulo - Brasil.

² Universidade Federal de São Carlos - São Carlos - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** eriveltonbs@sabesp.com.br.

system. These index and indicators were applied in the municipality of Monte Alto – SP, for it showed a significant reduction of losses. Nine item management indicators (IG_{item}) from the Monte Alto Water Supply System were chosen to be analyzed from 1996 to 2005. They were further divided into forty-three sub-items, which were assigned weights by specialists, and periodically graded (0 to 100) ($IG_{subitem}$), which resulted in the nine IG_{item} . The average of the nine IG_{item} represent the general management index of water loss (IGGPA). The acquiring of data and interactions with employees resulted in reports, which were the basis for the grades previously mentioned. The grades for each subitem resulted in a more credible valuation of the item, as it is simpler and more verifiable, and therefore, such qualities extend to the IGGPA. There were forty-three positive management actions identified for the WSS and sixteen negative actions in the period. There was a lag between the responses of the IGGPA and the conventional indices due to issues intrinsic of the latter, however it was noted that they were coherent.

Keywords: Water loss. Water supply systems. Quality indicators of WSS.

1 INTRODUÇÃO

A distribuição da água ao longo das regiões do Brasil demonstra um cenário que tende à pequena disponibilidade hídrica por habitante e até escassez, principalmente nas metrópoles, sem amenizar os problemas nos menores centros urbanos (MARENGO et al. 2015; FERREIRA e SOUZA, 2020).

Há sistemas de abastecimento de água (SAA) sem sequer macromedição adequada, micromedição negligenciada, cobrança efetiva que iniba o desperdício, descontrole de receita, prejudicando gerenciamento (SNIS, 2019).

Ocorrem nos SAA basicamente as perdas reais, oriundas de vazamentos e que oneram a produção e as perdas aparentes, devido a falhas na medição e fraudes ou roubos de água, reduzindo a arrecadação.

Segundo o SNIS (2019), as perdas aparentes ocorrem devido principalmente a incertezas no cadastro comercial, grau de exatidão e fraudes nos hidrômetros e nas ligações. Assim, ganham uma condição de prioridade na gestão, podendo viabilizar aumento de receitas, para emprego sequencial no combate às perdas reais. De uma forma geral, são apontadas ações para combater às perdas aparentes englobando tecnologia,

educação ambiental, comunicação social e combate às fraudes com atualização cadastral.

A norma NTS 281, da Sabesp (2013), estabelece uma série de critérios para gestão dos hidrômetros. De forma geral, a substituição deve ser dada em função da idade e também da “quilometragem” ou volume totalizado.

Para um determinado SAA existe um nível de combate a perdas cuja faixa de viabilidade econômica é aquela em que o custo da água recuperada é superior ao custo dos gastos com o combate às perdas (FARLEY, 2003).

Segundo Tardelli Filho (2016), é “lastimável a predominância do valor político de pontualmente se construir em detrimento do ato permanente de operar e manter”.

O controle de perdas depende do empenho e envolvimento dos departamentos administrativos, de operação, manutenção e projeto, de uma atuação contínua e coordenada, da definição de objetivos e avaliação dos resultados além da estratégia global da concessionária (ALEGRE et al., 2005).

A medida e o controle das perdas de água são a melhor avaliação da eficiência operacional, ou

se a operação e manutenção do SAA estão bem conduzidas, conforme Tardelli Filho (2016).

Segundo o SNIS (2019), o índice de perdas na distribuição (IN049) médio do Brasil, apesar de diminuir ao longo dos anos, ainda se encontra em 38%. Esse índice varia de 32,9% (Sudeste) a 46,3% (Norte), os quais, mesmo sem considerar o consumo per capita, representam valores altos.

Mutikanga et al. (2013), em revisão sobre controle de perdas, encontraram numerosos métodos, desde um indicador de desempenho até sofisticados algoritmos de otimização. Entretanto, notaram que suas aplicações no mundo real têm sido limitadas. Esses métodos incluem, para gerenciamento de vazamentos: quantificação por balanço hídrico; monitoramento de vazões e pressões; localização e detecção de vazamentos; gerenciamento de infraestrutura e de pressões. Para perdas aparentes: imprecisão de medidas; erros de leituras; erro na manipulação de dados; consumo não autorizado. Com emprego de otimização: modelos multiobjetivos; análise multicritério. Finalmente por indicadores de performance.

Kusterko et al. (2018) desenvolveram um método multicritério de apoio à decisão construtivista e aplicaram a um SAA. Foram levantadas 94 características julgadas impactantes às perdas de água, resultando em 64 características escaladas ordinalmente, na sequência transformadas em escala cardinal (nível bom 100 e nível neutro 0). Citaram dificuldades na obtenção de dados e elaboração do perfil de impacto, como também apontado por outros autores.

Azevedo e Saurin (2018), em criteriosa e sistemática revisão da literatura, identificaram 21 fatores (mudanças climáticas, renda da população, característica urbana, resiliência do SAA e outros) e evidenciaram a grande complexidade do SAA. Apontaram inter-relação não linear de fatores.

1.1 Índices e indicadores de perdas de água

Os indicadores são elaborados a partir de dados, sejam esses valores quantitativos brutos, sem tratamento estatístico ou registros de avaliações de percepções de atores envolvidos. A agregação de indicadores é uma estratégia para resumir grande número de informações, formando um índice (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011).

Durante o período de 1996 a 2000, várias afiliadas da International Water Association, conforme Thornton et al. (2008), que analisaram perdas de água, detiveram-se em detalhados estudos dos melhores indicadores de desempenho de diferentes SAAs. Eles foram caracterizados pela função e pelo nível em relação às perdas, e são definidos como: nível 1 (básicos): Primeiros indicadores usados para definir um gerenciamento geral e um panorama da eficiência e efetividade de um sistema de perdas de água. Nível 2 (intermediários): Indicadores adicionais, os quais apresentam uma melhor visão do que os indicadores de nível 1, onde se deseja um conhecimento mais aprofundado. Nível 3 (detalhados): Indicadores que apresentam um maior e mais específico detalhamento, mas que são relevantes para que se chegue a um nível de gerenciamento elevado. No Brasil, a maioria dos indicadores utilizados são de nível 1 (básicos) como por exemplo os apresentados no SNIS (2019). No presente trabalho pretende-se construir indicadores de nível 3.

O SNIS (2019) apresenta 22 índices operacionais para SAAs, sendo os seguintes de perdas de água: o IN049 (%); o IN051 (L/ligação); IN013(%); o IN050 (m³/km). Os três primeiros são a base de várias reguladoras brasileiras (COELHO e BIASUTTI, 2016). Em pesquisa junto às agências reguladoras, Biasutti & Coelho (2019) identificaram e compararam indicadores comprovando variações na terminologia, unidade e fórmula, sendo a principal divergência a consideração de volumes importado, exportado ou de serviço. Observaram que o índice de vazamentos da

infraestrutura (IVI) é pouco usado no Brasil pela dificuldade de obter os dados para seu cálculo. Estes índices de perdas são descritos no Quadro 1. Entre os 22 indicadores operacionais do SAA do SNIS (2019), apenas 50% são considerados por 11 sistemas de avaliação analisados, (MUNDIM & VOLKSHAN JR, 2020).

Segundo Tardelli Filho (2016), o IVI é um número adimensional, obtido a partir da relação de volu-

mes, conforme Eq. 1. Apresenta a proposta mais atual para avaliação da situação das perdas reais e também permite a comparação entre SAAs. Deve ser apurado e tomado com base anual, sugerindo o quanto o sistema está distante do volume de perdas possível de ser atingido.

$$IVI = \frac{\text{Volume anual de perdas reais}}{\text{Volume anual de perdas inevitável}} \quad (1)$$

Quadro 1 - Nomenclatura, fórmulas dos índices de perdas de água segundo SNIS (2019) e presentes em outros sistemas de avaliação.

Índice	SNIS	No de sistemas de avaliação*	Dados
IN049 - Índice de perdas na distribuição	$\frac{AG006 + AG018 - AG010 - AG024}{AG006 + AG018 - AG024} * 100$	2	AG002 - no de ligações ativas de água AG002* - média entre ano de referência e anterior AG005 - extensão da rede distribuição água AG005* - média entre ano de referência e anterior AG006 - volume de água produzido AG010 - volume de água consumido AG011 - volume de água faturado AG018 - volume de água tratada importado AG024 - volume de serviço (atividades operacionais e especiais)
IN050 - Índice bruto de perdas lineares	$\frac{AG006 + AG018 - AG010 - AG024}{AG005} * \frac{1000}{365}$	3	
IN051 - Índice de Perdas por ligação	$\frac{AG006 + AG018 - AG010 - AG024}{AG002} * \frac{1.000,00}{365}$	5	
IN013 - Índice de perdas faturamento	$\frac{AG006 + AG018 - AG011 - AG024}{AG006 + AG018 - AG024} * 100$	6	

* Usados por sistemas nacionais e internacionais de avaliação (MUNDIM, 2017)

Os indicadores, além da performance da operação, dizem onde ocorrem os problemas e estimam essas perdas. O gestor, entretanto, precisa também das causas dos vazamentos, dos reparos etc., para intervir. Essas causas podem estar no material usado, na sua vida útil, na mão de obra de execução, na existência de padrões de forma geral e treinamento, entre outras. Este trabalho procurou avaliar sistematicamente diversos itens e subitens do SAA de forma detalhada e específica. No artigo foram priorizadas as perdas reais ou físicas, por serem a parcela mais significativa do total.

2 OBJETIVOS

Propor gerenciamento pela aplicação de indicadores específicos ponderando a influência de técnicas, de materiais e de procedimentos im-

portantes ao controle de perdas em um SAA, com os quais se produz um índice geral.

3 MÉTODO

O procedimento proposto para gerenciamento de perdas no SAA pode ser visualizado no fluxograma da Fig. 1.

3.1 Local de estudo

Foi selecionada a cidade de Monte Alto - SP, por apresentar índice de perdas de 25 % (SABESP, 2005), o qual é referência para o Ministério de Desenvolvimento Regional (2021), além de Rússia (21%), China (21%) e México (24%) (GO ASSOCIADOS, 2021). E ainda pela redução expressiva

na diferença entre o volume produzido e o micro medido de cerca de 112.810 m³ em jan/1996, para 65.030m³ em jan/2005, ou seja, redução de perdas (SABESP, 2005), conforme mostra a Fig. 2.

Monte Alto situa-se a cerca de 370 km de São Paulo - SP. Toda a captação para atendimento da demanda é feita através de 6 poços profundos, gerando uma vazão média de 580 m³/h. A reservação total do município é de 6005 m³. A extensão da rede de distribuição de água é de aproximadamente 140.200 m com cerca de 15.000 ligações. O consumo médio estimado por economia, incluindo as perdas, foi de 643 L/dia.

3.2 Gerenciamento de perdas

O foco do trabalho se deu nas perdas reais ou físicas do SAA, embora na avaliação tenha um subitem que verifica as condições da micromedição, que são responsáveis por uma parcela significativa das perdas aparentes. Também não houve abordagem sobre fraudes e outros componentes dessas perdas.

A implantação de um programa para gerenciamento de perdas de um SAA começa com o levantamento de informações de forma a gerar balanços e cálculos de indicadores, subsidiando a equipe no conhecimento da dimensão do problema.

O gerenciamento de um SAA requisita avaliar incessantemente as condições cadastrais, ferramentas usadas para avaliação, critérios para detecção e combate a vazamentos, condições da

infraestrutura, disponibilidade de recursos e outros. Dessa forma, o trabalho elencou nove itens específicos de controle do SAA, para avaliação do desempenho do gerenciamento, designados como IGitem. Cada um desses nove itens foi também subdividido em subitens, para conhecimento de sua condição atual, oportunidade de avanços e planejamento da melhoria ao longo do tempo. Aplicações práticas em outros SAA, dependendo de suas características, requererão acrescentar ou retirar itens e subitens.

A proposta para avaliação do gerenciamento de perdas do SAA considera a criação de um índice geral, com escala percentual, denominado IGG-PA, obtido baseado na ponderação dos índices dos itens (IGitem).

A avaliação de cada item, por sua vez, é conseguida pela média ponderada dos subitens, também avaliados em escala percentual.

O entendimento na elaboração do trabalho é de que nem todos os subitens avaliados têm a mesma importância ou peso na obtenção dos resultados. Por exemplo, em determinado SAA a informação cadastral pode não impactar tanto quanto o controle de pressão na rede.

Com vistas à ponderação do impacto de cada subitem, procedeu-se com a pesquisa junto aos profissionais especialistas da área de saneamento, atuantes em diversas áreas da operadora, desde projeto até reparo de vazamentos, utilizando escala de 0 a 10, com médias para cada subitem.

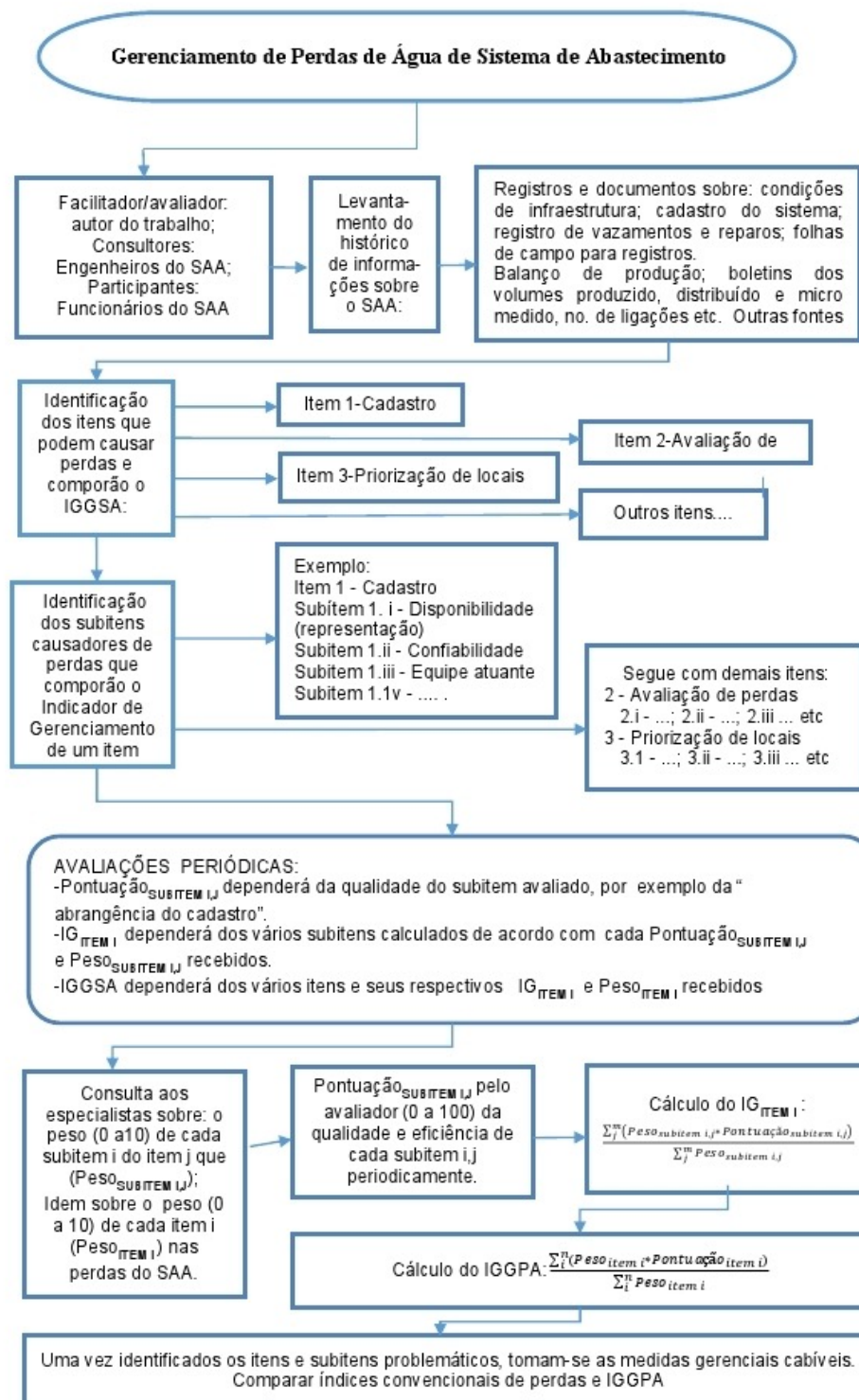


Figura 1 - Fluxograma do procedimento para gerenciamento de perda de água em SAA

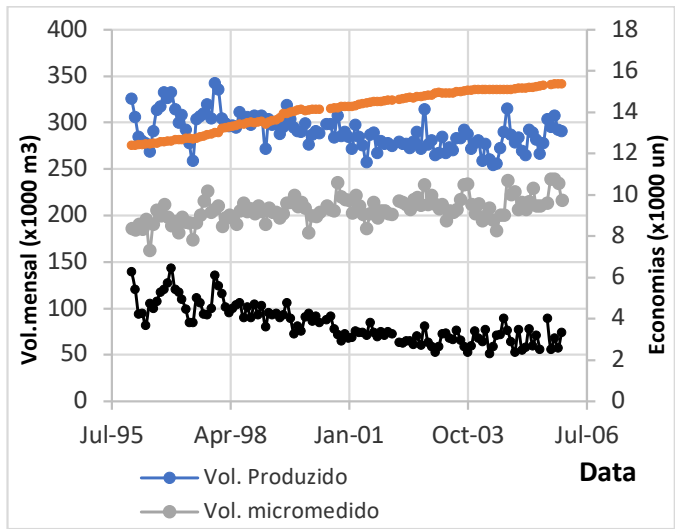


Figura 2 - Volumes mensais (m³/mês) produzidos (azul), micromedidos (cinza) e as diferenças entre ambos (preto); número de economias (laranja)

3.3 Fontes de dados e informações

As formas de registro de operação, manutenção, projeto, gestão de pessoal e financeira disponibilizadas pela operadora do SAA são mostradas no Quadro 2. A existência desses dados, a origem, o tipo, a forma e as normas que foram usadas para produzi-los são da maior relevância nesta análise. Algumas das informações citadas e detalhadas na sequência constituem parte integrante da avaliação.

Quadro 2 - Registros e documentos relativos ao SAA.

Assunto	Tipos de registros e documentos
Condições da infraestrutura	Cadastro do sistema: Planta cadastral; Folha individual por trecho de rede Registros dos vazamentos e reparos Folhas de campo para registro de falhas Solicitações de serviços ou ordens de serviço
Balanco hídrico e controle da produção	Boletins dos volumes da água produzida, distribuída e micromedida; Nº de ligações; extensão de rede. Indicadores – ISO 9001 (ABNT, 2001) – Requisitos do sistema de gestão Monitoramento das vazões instantâneas
Ampliação e adequações do sistema	Normas Técnicas da Operadora Condições de aceitação de novos empreendimentos imobiliários: Diretrizes Técnicas, Análise e Aprovação dos Projetos, Materiais Empregados e Fiscalização das Obras Dossiês e processos de obras executadas
Recursos financeiros	Plano de investimentos plurianual Estudos de viabilidade, projetos e orçamentos Estatística de serviços contratados e terceirizados
Recursos humanos	Relação de funcionários com respectivas atribuições Tempo e qualidade do treinamento dos funcionários

3.4 Itens e subitens do SAA gerenciados

Os itens a serem gerenciados dependem das características do SAA. A tecnologia, o material, o manancial, os recursos humanos e os recursos financeiros são determinantes na definição de quais itens são importantes no gerenciamento, portanto explicam o funcionamento do SAA no que toca à gerência de perdas de água.

Incluíram-se nesta análise os seguintes itens: (1) cadastro; (2) avaliação das perdas; (3) priorização de locais de combate às perdas; (4) equipamentos e métodos de detecção e controle de perdas; (5) causas de perdas nas adutoras e na rede de distribuição; (6) reservação; (7) captação/produção; (8) ramal predial; (9) recursos financeiros destinados ao combate de perdas. Cada um desses itens possui subitens de diferentes pesos. O cadastro do SAA, por exemplo, foi avaliado a partir da abrangência, da confiabilidade, da equipe atuante, da digitalização, dos registros históricos em tabela, em mapas e da acessibilidade. O mesmo detalhamento foi dado aos demais itens. Apresentam-se no Quadro 3 as técnicas, os materiais, os procedimentos e outros recursos selecionados para o SAA de Monte Alto - SP. Diferentes itens e subitens podem ser incluídos ao

método para aplicação em outras cidades, como a estação de tratamento convencional, não presente neste caso.

3.5 Indicadores específicos de controle de perdas de água propostos

A avaliação de cada item e subitem, descritos no Quadro 3, depende do registro sistemático de informações e da confiabilidade dos dados produzidos pelo SAA, inclusive do profissional envolvido, por mais objetivo que seja o item em questão. Os registros foram avaliados de 1996 até 2005. Propõe-se inicialmente avaliar cada item e subitem listados no Quadro 3.

Então criou-se para cada item um "indicador de gerenciamento" ($IG_{item\ i}$), por exemplo, para o item cadastro: $IG_{cadastro}$. Os $IG_{item\ i}$ podem ser avaliados em função do peso e da pontuação dada a cada um dos seus subitens, realizando-se uma média ponderada como se segue:

$$IG_{item\ i} = \frac{\sum_j^m (Peso_{subitem\ i,j} * Pontuação_{subitem\ i,j})}{\sum_j^m Peso_{subitem\ i,j}} \quad (2)$$

Onde i varia de 1 a n , sendo n igual a 9, porque tem-se 9 itens neste trabalho - Quadro 3. Para cada item i , j varia de 1 a m , sendo m o número de subitens de cada item. Por exemplo, no item 1 cadastro, j varia de 1 a 7. Os números de itens (i) e subitens (i,j) dependem de cada SAA.

Peso de cada subitem ($Peso_{subitem\ i,j}$): considerando que os subitens não têm a mesma importância,

podem ser fixados pesos para refletir a influência de cada um. Na Eq. 2, o peso de cada um dos subitens varia de 0 a 10. Os pesos foram obtidos por meio de consulta aos profissionais de SAA.

Pontuação de cada subitem ($Pontuação_{subitem\ i,j}$): ou seu escalonamento, é um tipo de medida que associa avaliações qualitativas com unidades métricas quantitativas. Possibilita a transformação de objetos (textos, relatórios, opiniões, conceitos usuais, etc.) em números de acordo com uma regra (CORNELL OFFICE FOR RESEARCH ON EVALUATION, 2016). No presente projeto de pesquisa, o escalonamento utilizado foi 0 a 100 (do inexistente ou péssimo ao ideal ou excelente), cujas melhorias ou piores foram adotadas em níveis de 10. A pontuação reflete a qualidade e eficiência do subitem que é gerenciado. Fez-se um relatório para cada subitem, a partir do histórico de dados, visita a instalações, consultas a profissionais e usuários. Este documento é a base da pontuação. A pontuação inicial de cada subitem (jan/1996) foi então atribuída, não havendo espaço para aqui descrevê-las, mas apresentaram-se resumos das ações identificadas de 1996 a 2005. Quando essas ações trouxeram melhoria ou atendimento satisfatório, foram indicadas por (↑) e para piora ou desatendimento (↓).

Indicador de gerenciamento do item ($IG_{item\ i}$): o valor deste indicador resulta da média ponderada da pontuação dos subitens que varia ao longo do tempo, e os seus respectivos pesos.

Consultaram-se nove profissionais de projeto e de operação do SAA.

Quadro 3 - Itens e subitens importantes ao controle de perdas de água em um SAA.

1 - Cadastro
1.i - Disponibilidade de documentos de todo o sistema (% de rede cadastrada)
1.ii - Confiabilidade das informações (precisão, representatividade, continuidade)
1.iii - Equipe atuante (em número e em qualificação)
1.iv - Atualização (digitalização dos registros no cadastro)
1.v - Acessibilidade e disponibilidade das informações pelos usuários
1.vi - Registro histórico de intervenções em planilhas/fichas (reparos, trocas de peças, materiais, etc.)
1.vii - Registro histórico de intervenções em planta/croqui (reparos, trocas peças etc.)
2 - Avaliação de perdas
2.i - Indicadores
2.ii - Registros das vazões mínimas noturnas, vazões médias, vazões máximas diárias e vazões máximas horárias
2.iii - Monitoramento ou medida das pressões estáticas e dinâmicas do sistema
2.iv - Análise dos registros dos vazamentos
3 - Priorização dos locais de combate às perdas
3.i - Locais de maior incidência de vazamentos nos últimos doze meses
3.ii - Regiões ou áreas com pressões elevadas
3.iii - Locais de solo ruim e maior tráfego de veículos
3.iv - Locais com a rede mais antiga
3.v - Locais executados com materiais mais inadequados
3.vi - Indicadores da necessidade de ações imediatas
4 - Equipamentos e métodos de detecção e controle de perdas
4.i - Tecnologia, equipamentos e procedimentos utilizados
4.ii - Continuidade e frequência de pesquisa de vazamentos
4.iii - Equipe atuante (em número e em qualificação)
4.iv - Tempo de atendimento para combate ao vazamento
5 - Perdas nas adutoras e na rede de distribuição
5.i - Qualidade da água e do solo
5.ii - Materiais da tubulação – (tipo, idade e condições, atendimento de especific. técnicas e normas)
5.iii - Sobrepressão
5.iv - Assentamento da tubulação e demais peças
5.v - Concepção do projeto
5.vi - Manutenção da linha
5.vii - Efeitos de tráfego de veículos
5.viii - Acomodação do solo
5.ix - Micromedição
5.x - Recursos para ações corretivas
6 - Perdas na reservação
6.i - Extravasamento
6.ii - Vazamentos pela parede ou conexões
6.iii - Atendimento às normas técnicas, padronização e especificações.
7 - Perdas nas captações subterrâneas/superficiais
7.i - Condições das instalações
8 - Perdas nos ramais prediais
8.i - Materiais da tubulação – (tipo, idade e condições, atendimento de especificações técnicas e normas)
8.ii - Sobrepressão
8.iii - Assentamento imperfeito da tubulação e demais peças
8.iv - Padronização
8.v - Eficiência na manutenção da linha
8.vi - Recursos para ações corretivas
9 - Recursos financeiros destinados ao combate de perdas
9.i - Investimentos em treinamento
9.ii - Recursos financeiros para investimentos

3.6 Índice Geral do Gerenciamento de Perdas de Água

Uma vez avaliados todos os itens que afetam as perdas, listados no Quadro 3, pode-se, simplesmente, calcular a média ponderada para obtenção do índice geral. Esse resultado foi chamado de Índice Geral de Gerenciamento de Perdas (IG-GPA), conforme Eq. 3.

$$IGGPA = \frac{\sum_i^n (Peso_{item\ i} * IG_{item\ i})}{\sum_i^n Peso_{item\ i}} \quad (3)$$

Na Eq. 3, cada “Pesoitem i” foi obtido da mesma forma que os pesos dos subitens, ou seja, por consulta a nove especialistas em operação. Esses pesos variam de 0 a 10 em função das características do SAA.

3.7 Verificações do IGGPA com índices de perdas convencionais

O IGGPA permite ao gestor identificar deficiências no gerenciamento do SAA em relação às perdas de água. Ele também indica, pelo valor obtido, uma tendência de queda, constância ou melhoria do controle de perdas, então se pode confrontá-lo com índices convencionais. Propõe-se relacionar temporalmente o IGGPA aos seguintes índices:

$$IN049 = \frac{Vp - Vm}{Vp} \cdot 100 \quad (4)$$

Onde Vp é o volume de água produzido, entregue, fornecido ou disponibilizado à distribuição (macromedicação) (m³); Vm o volume de água medido nos hidrômetros instalados nas ligações prediais (micromedicação) (m³). Este índice corresponde ao IN049, Quadro 1, se desconsiderar-se o volume de água tratada importada.

O IVI foi definido pela Eq. 1.

Finalmente, NV é o número de vazamentos de água anual (unidade), cujo significado é expresso pela própria denominação. Para facilitar a apresentação e comparação com outros índices e torná-lo percentual, dividiram-se os valores de NV pelo NV máximo do período (NV.100/NV_{máximo}) (%). Supôs-se que as perdas reais e aparentes, presentes no IVI e IN049, tenham comportamento semelhantes para que se possa compará-las ao IGGPA, predominantemente sobre perdas reais.

Cabe ressaltar que o IGGPA inclui certo grau de subjetividade; a implementação da melhoria deve elevar esse índice, porém o efeito sobre as perdas pode ser demorado, por exemplo um treinamento, uma padronização de ligações etc., enquanto os demais índices operacionais são uma fotografia da situação momentânea. Entretanto, um conjunto de melhorias trará benefícios ao longo do tempo. Então pretende-se com a comparação buscar uma coerência de respostas das diferentes formas de medida.

4 RESULTADOS

O IG de cada item depende das pontuações e dos pesos de cada subitem. Apresentam-se na sequência os valores dos pesos de cada um dos 43 subitens, a avaliação por critérios dos subitens e sua pontuação, os valores dos IGs dos itens e do IGGPA durante os 10 anos de avaliação e, finalmente, a comparação do IGGPA com índices tradicionais de perdas.

4.1 Pesos dos subitens

Com vistas a criar uma ponderação do peso de 43 subitens gerenciados, foi feita uma pesquisa com nove profissionais atuantes em todas as etapas da operação do SAA, conforme Quadro 4. Foi-lhes solicitado um “peso” da importância do subitem

nas perdas, pela atribuição de uma nota de 0 a 10. Fez-se então a média das notas para obter o peso de cada subitem. Devido ao grande número de subitens, não são apresentados esses dados.

Quadro 4 - Profissionais que atribuíram pesos aos subitens

Função dos consultados	Quantidade
Gerente administrativo	2
Gerente operacional	4
Engenheiro de operação	1
Professor universitário	1
Mestrando em S.A.A.	1

4.2 Avaliação e pontuação dos subitens e cálculos dos indicadores de gerenciamento dos itens

4.2.1 Avaliação dos subitens

A avaliação dos subitens consistiu em uma inspeção e análise que gerou um relatório circunstanciado. A maioria dos subitens é bastante objetiva e quantificável, entretanto alguns são baseados na experiência do avaliador. Destacaram-se alguns critérios relevantes. Este processo avaliativo começou com a identificação dos subitens e deve se aprimorar ao longo do tempo de aplicação. Ao se descrever a evolução do gerenciamento de um subitem em um momento, este documento passa a ser uma referência da qualidade do gerenciamento na próxima oportunidade, podendo-se verificar se uma ação foi efetiva ou não ao longo do tempo. Apresentam-se algumas alterações importantes detectadas pelas avaliações produzidas, como atualização tecnológica, treinamentos, padronização de procedimentos dos nove itens e subitens nos Quadros 6 a 14. Apresentam-se no Quadro 5 o número de ações por item. Nota-se que os itens cadastro, indiretamente ligados a perdas, foram mais ou tão aprimorados quanto ramais prediais, avaliação de perdas e adutoras e redes diretamente relacionadas a perdas.

Quadro 5 - Número de ações positivas (pos.) e negativas (neg.) avaliadas por item

Item	Pos.	Neg.
Cadastro	8	2
Ramais prediais	7	1
Avaliação de perdas	6	1
Adutoras e redes de distribuição	6	4
Equip. métodos de detecção de perdas	5	0
Viabilidade econômica de gerência de perdas	3	3
Priorização de locais de detecção	4	5
Perdas em reservatórios	3	0
Perdas na captação	1	0

Quadro 6 - Resumo da análise dos subitens de cadastro do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
1.i	Disponibilidade de documentos da rede: ↑* o "percentual de rede cadastrada" no período avaliado foi 100%, inicialmente em papel vegetal e sem detalhes.
1.ii	Confiabilidade das informações: ↑ em 2003 com a "exigência de registros de intervenções" dos novos cadastros e obedecendo às "normas e padrões de amarração"; com "padronização de arquivos e formatos" fizeram a confiabilidade aumentar, uma vez que o percentual do cadastro inadequado relativamente diminuiu.
1.iii	Equipe atuante em número e em qualificação: ↑ em 2002 devido ao "número de profissionais", no início um estagiário e continuidade com funcionário próprio; à "capacitação" para atender aos padrões de elaboração de registros; ao "feedback" da equipe de campo aos técnicos de escritório.
1.iv	Atualização: ↑ em 2002 pela "digitalização de plantas em detalhes e de documentos" impressos e pelo processamento com "softwares específicos" para facilitação do trabalho.
1.v	Acessibilidade às informações pelos usuários: ↑ em 2002 com o "registro detalhado em planilhas e arquivamento" ainda em papel; ↑ em 2003 com o uso da Intranet para "acesso pelos funcionários" instantaneamente aos registros e à "forma de apresentação" gráfica virtual ou impressa de plantas, croquis etc.; ↓ em 2004 com a interrupção do acesso ao "registro em planilhas".
1.vi	Registro histórico de intervenções em relatório (reparos, trocas, peças, materiais, etc.): ↑ em 2002 pelo "registro detalhado de intervenções em planilhas e processamento" dos procedimentos e dos materiais usados e repasse ao pessoal de escritório para tabulação e tratamento estatístico; ↓ em 2004 - parada do registro em planilhas.
1.vii	Registro histórico de intervenções em planta (reparos, trocas, peças, materiais, etc.): ↑ em 2003 com o início do "mapeamento do local das ocorrências e tipo de intervenção" por tratamento gráfico das informações registradas em planilhas, o que permitiu identificar as características da área e compreender a ocorrência subsidiando a tomada de decisão.

* A seta com sentido para cima indica a partir daquela data aumento da pontuação, e para baixo o contrário (redução da pontuação)

Quadro 7 - Resumo da avaliação dos subitens de métodos de avaliação de perdas do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
2.i	Índices: ↑ em 2003 com o “cálculo, processamento e forma de apresentação e divulgação de índices convencionais de perdas de água, infraestrutural, etc.” por meio de software e uso da intranet tornou possível o acompanhamento dos resultados e verificação do cumprimento de metas pré-estabelecidas.
2.ii	Registros das vazões mínimas noturnas, vazões médias, vazões máximas diárias e vazões máximas horárias: ↑ 2001 com a “implantação do monitoramento <i>on line</i> por setores”; ↑ em 2005 com a implantação do Centro de Controle Operacional para “registro de vazões instantâneas, relatório e informações” possibilitou-se o gerenciamento em tempo real.
2.iii	Monitoramento ou medida das pressões estáticas e dinâmicas do sistema: ↑ 2001 com a implantação do “monitoramento <i>on line</i> de vazões” de áreas setorizadas para conhecimento das variações instantâneas; com a “automação do sistema” para alarme na ocorrência de eventualidades; ↑ em 2005 pela incorporação destes parâmetros pelo Centro de Controle Operacional.
2.iv	Análise dos registros dos vazamentos: ↑ em 2003 com o “gerenciamento corporativo de registro e de sua análise e divulgação” na Intranet e pelo uso de software e com a início de análises gráficas dos registros; ↓ em 2004 devido à parada do registro em planilhas.

Quadro 8 - Resumo da avaliação dos subitens de priorização dos locais de combate às perdas do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
3.i	Locais de maior incidência de vazamentos nos últimos doze meses: ↑ todos os “locais críticos de vazamentos” atendidos em “prazo estabelecido por normas”.
3.ii	Regiões ou áreas com pressões elevadas: ↑ em 2002 com a “setorização da rede com instalação de válvulas redutoras de pressão”;
3.iii	Locais de solo ruim e maior tráfego de veículos: ↑ em 2002 com a “reinstalação da rede” na rua com erosão; ↓ 10% pela falta de gestão da Pref. Municipal para solução do processo erosivo.
3.iv	Locais com redes antigas: ↓ pela existência de “rede de fibrocimento” obsoleta; ↓ 10% pela falta de recursos para substituição.
3.v	Uso de materiais inadequados: ↑ em 2002 pela substituição da rede obsoleta com mão de obra própria; ↓ pela falta de “materiais de manutenção” segundo normas.
3.vi	Índices da necessidade de ações imediatas: ↓ pela falta de uso de outros indicadores avançados para detecção de falhas em curto prazo.

Quadro 9 - Resumo da avaliação dos subitens de equipamentos e métodos de detecção e controle de perdas do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
4.i	Tecnologia, equipamentos e procedimentos utilizados: ↑ em 2001 devido à implantação do monitoramento <i>on line</i> ; ↑ em 2005 com a implantação do Centro de Controle Operacional.
4.ii	Continuidade e frequência de pesquisa de vazamentos: ↑ em 2005 devido ao início de entrada do indicador da ISO 9001 (ABNT, 2001).
4.iii	Equipe atuante (em número e em qualificação): ↑ em 2003 devido ao treinamento e motivação de 22 funcionários.
4.iv	Tempo de atendimento para combate ao vazamento: ↑ em 2004 com o início de indicador da ISO 9001 (ABNT, 2001).

Quadro 10 - Resumo da avaliação dos subitens de adutoras e rede de distribuição do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
5.i	Qualidade da água e do solo: ↑ a interferência destes fatores não foi detectada no surgimento de vazamentos por “corrosão dos tubos ou punção por perfurações”.
5.ii	Materiais da tubulação - tipo, idade e condições, atendimento de especificações técnicas e normas: ↑ entre 1996 e 2005 devido ao crescimento de 24% do número de economias, implantados com “materiais normalizados”.
5.iii	Sobrepessão: ↑ em 2001 com a “implantação de setorização com válvulas redutoras de pressão” conforme normas.
5.iv	Assentamento da tubulação e demais peças: ↑ os “procedimentos de instalação, fiscalização e inspeção de materiais” obedeceram às normas em todo o período.
5.v	Concepção do projeto: ↑ a “aprovação dos projetos segundo normas da ABNT e específicas da operadora” foram seguidas durante todo o período
5.vi	Manutenção da linha: ↓ pela dificuldade de atender “reparos” frequentes com materiais não facilmente disponíveis.
5.vii	Efeitos de tráfego de veículos: ↓ devido às incertezas quanto à “profundidade da rede” antiga.
5.viii	Acomodação do solo: ↓ pela incerteza de “compactação do solo” da rede antiga.
5.xi	Micromedição: ↑ todos os domicílios contavam com “micromedição” de volume.
5.x	Recursos para ações corretivas: ↓ devido à não priorização de “substituição da rede antiga”.

Quadro 11 - Resumo da avaliação dos subitens de perdas nos reservatórios do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
6.i	Extravasamento: ↑ não se verificaram “registros de extravasamentos”.
6.ii	Vazamentos pelas paredes ou conexões: ↑ não se verificaram “registros de vazamentos pelas paredes e conexões”.
6.iii	Atendimento às normas técnicas, padronização e especificações: ↑ a “execução de projetos segundo normas e com rigorosa fiscalização” foram atendidos.

Quadro 12 - Resumo da avaliação dos subitens de captação subterrânea do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
7.i	Condições das instalações: ↑ o “projeto e execução dos poços de captação subterrânea” foram feitos conforme normas e equipados com “macro medidores calibrados” periodicamente.

Quadro 13 - Resumo da avaliação dos subitens de ramais prediais do SAA - Monte Alto - SP de 1996-2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
8.i	Materiais da tubulação - tipo, idade e condições, atendimento de especificações técnicas e normas: ↑ de 1996 até 2001 devido à troca de “ramais executados segundo normas” atingindo 20%; ↑ entre 1996 a 2005 devido aos 24% de novos “ramais executados segundo normas”; ↑ em 2004 pela continuidade da troca de ramais.
8.ii	Sobrepessão: ↑ em 2001 com a implantação de “setorização com instalação de válvulas redutoras de pressão”.
8.iii	Assentamento imperfeito da tubulação e demais peças: ↑ em 2003 pela intensificação do “treinamento da mão de obra voltada para instalação de ramais”.
8.iv	Padronização: ↑ em 2003 pela criação da “padronização de materiais e métodos de execução de ramais prediais”.
8.v	Eficiência na manutenção da linha: ↑ em 2003 devido à redução do “número de intervenções corretivas” pelos avanços na padronização de materiais e mão de obra.
8.vi	Recursos para ações corretivas: ↓ pela não priorização de “substituição de ramais antigos” de forma preventiva.

Quadro 14 - Resumo da avaliação dos subitens de viabilidade econômica do gerenciamento de perdas do SAA de Monte Alto - SP de 1996 a 2005.

Nº sub-item	Denominação do subitem e critérios avaliados (entre aspas)
9.i	Investimentos em treinamento: ↓ devido ao período sem treinamento de 2000 a 2002. ↑ de 2003 a 2005 devido à dedicação de 2% das horas trabalhadas aos treinamentos.
9.ii	Recursos financeiros para intervenções: ↓ em 1995 devido à falta de recursos; ↑ em 1996 e 1997 pelo aporte de recursos; ↓ de 1998 a 2000 pela redução de recursos; ↑ de 2001 a 2005 pela implantação de um programa de operação e manutenção.

4.3 Pontuações de subitens e valores dos indicadores de gerenciamento

A atribuição de pontuação aos subitens foi feita com base nas suas avaliações mostradas nos Quadros de 6 a 14. A pontuação de um subitem pode depender da complexidade envolvida. No caso do subitem 1.i que se refere à “disponibilidade de rede cadastrada”, por exemplo, a pontuação foi 100 porque dispunha-se de toda a rede cadastrada. Entretanto, a confiabilidade dela, item 1.ii, depende da qualidade do cadastro e aí pode haver subjetividade no valor pontuado. Entretanto, como no caso das avaliações, o valor inicial da pontuação, mesmo subjetivo, será a referência para a próxima avaliação, podendo-se registrar os avanços ou retrocessos do gerenciamento.

Mostram-se na Tabela 1 a pontuação mensal dos subitens apenas de Cadastro em um extrato de tempo de set/2001 a abr/2004, devido ao grande número de dados gerados.

A captura de mudanças no gerenciamento pelas pontuações foi expressa pelos valores dos IGs e são extensíveis a todos os subitens, o que permite um acompanhamento e gerenciamento mês a mês das causas de perdas. Nota-se, pela Tabela 1, que no início de 2002 os subitens tiveram suas pontuações elevadas devido às melhorias registradas no Quadro 6 e que ocorreram na época.

Os IGcadastro, obtidos pela Eq. 2, apenas de 2001 a 2004, foram apresentados na última linha da Tabela 2. Todos os IGs de 1996 a 2005 foram representados graficamente pelas Fig. 3.1 a 3.9. Na Fig. 3.10 mostram-se os valores do IGGPA resultantes dos IGs.

4.4 Diagnóstico do SAA relativo a perdas reais

Os valores de IGGPAs médios anuais (Eq. 3) são mostrados na última linha da Tabela 2, assim os pesos médios dos nove itens obtidos por consul-

ta a nove especialistas operacionais e os IGs (Eq. 2) médios anuais obtidos a partir de centenas de avaliações de subitens também são introduzidos na mesma tabela. Verificam-se melhoria do gerenciamento do cadastro, dos métodos de avaliação de perdas, dos equipamentos e métodos de detecção de perdas, das redes e adutoras e dos ramais. O IGGPA reflete as variações positivas dos itens mencionados elevando-se de 81 a 90.

Os índices de perdas tradicionais IN049 (%), NV/NVmax (%) e IVI (adimensional) calculados e, por

si sós, objeto de avaliação do gerenciamento, têm seus valores anuais médios plotados com os IGGPAs para o SSA no gráfico da Fig. 4.

Nota-se melhoria dos índices IN049, NV/NVmax e IVI até 2002 e certa constância a partir daí. O IGGPA manteve-se no patamar de 80% até 2000, o que pode justificar os ganhos nos índices. A partir de 2000 notam-se avanços no IGGPA também. Índices gerenciais bons refletem índices operacionais igualmente bons.

Tabela 1 - Pontuações mensais dos subitens 1.i a 1.vii e indicador de gerenciamento de cadastro (IGcadastro) do SAA de Monte Alto - SP, em extrato do período estudado.

Subitem	Pontuação																															
	2001				2002												2003								2004							
	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR
1.i) Disponibilidade -de rede cadastrada	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1.ii) Confiabilidade das informações (precisão, representatividade)	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
1.iii) Equipe atuante (em número e em qualificação)	70	70	70	70	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
1.iv) Atualização (digitalização dos registros)	70	70	70	70	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1.v) Acessibilidade e disponibilidade das informações aos usuários	70	70	70	70	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
1.vi) Registro histórico de intervenções (reparos, trocas, peças, materiais, etc.)	60	60	60	60	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
1.vii) Registro histórico de intervenções em planta (reparos, trocas, peças, etc.)	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	70	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
IG cadastro	73	73	73	73	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	83	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89

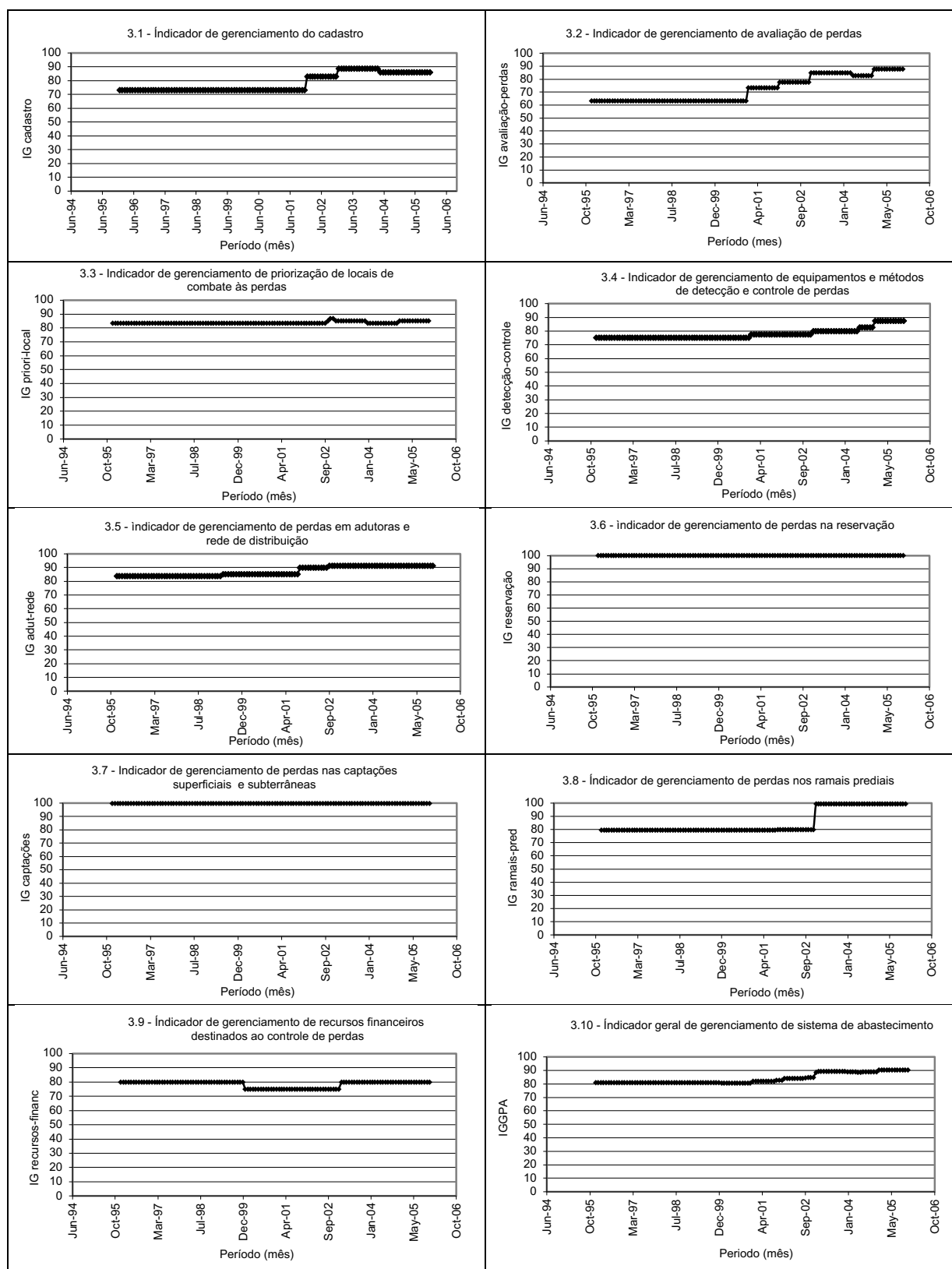


Figura 3 - Indicadores de gerenciamento dos 9 itens (IG_{item}) no período de 1996 a 2005, Fig. 3.1 a 3.9, e índice de gerenciamento geral de perdas (IGGPA), Fig. 3.10, para o SAA de Monte Alto - SP.

Tabela 2 - Indicadores de gerenciamentos (IG_{item}) médios anuais de nove itens, pesos médios dos itens, e índice de gerenciamento geral de perdas de água (IGGPA) médios anuais do SAA de Monte Alto - SP e de 1996 a 2005.

Índice de gerenciamento	Peso	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
1. IG cadastro	8,3	73	73	73	73	73	73	83	89	87	86
2. IG avalia-perdas	8,9	63	63	63	63	63	73	84	85	83	88
3. IG priori-local	9,1	83	83	83	83	83	83	84	85	83	85
4. IG detecção-controle	9,2	75	75	75	75	75	78	78	80	81	88
5. IG adut-rede	8,4	84	84	84	85	85	86	90	91	91	91
6. IG reservação	6,8	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
7. IG captação	6,1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
8. IG ramais-pred	8,9	80	80	80	80	80	75	80	99	100	100
9. IG recursos-combate	8,9	80	80	80	80	75	75	75	80	80	80
IGGPA		81	81	81	81	80	82	84	89	89	90

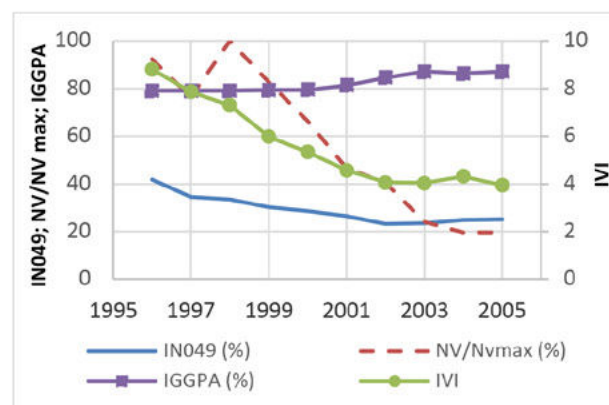


Figura 4 - Índice de gerenciamento geral de perdas de água (IGGPA), índice de vazamentos na infraestrutura (IVI), índice de perdas (IN049), número de vazamentos (NV/NVmax) do SAA de Monte Alto - SP calculados de jan/1996 a dez/2005.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho apresentaram-se indicadores de gerenciamento de 9 itens, IG_{item} , que afetam o controle de perdas, os quais foram desdobrados em 43 subitens, avaliados em relatórios suportando os valores dos indicadores. Calculou-se também um índice de gerenciamento geral de perdas de água, IGGPA, do SAA. O método foi aplicado à cidade de Monte Alto - SP no período de 1996 a 2005.

Foram identificadas no período 43 ações gerenciais que trouxeram melhorias e 16 ações negativas ao SAA.

Notou-se que a pontuação de um subitem, apesar da subjetividade embutida, é mais simples

que avaliar um item que, por envolver diversos deles, torna-se complexo.

A avaliação de cada subitem, baseada em relatório, tornou-se referência para as seguintes, permitiu analisar, questionar, auditar e dar sequência de forma coerente.

Os valores de IGGPA calculados a partir de 43 subitens avaliados e pontuados durante dez anos de operação do SAA, quando comparados ao índice de perdas, ao índice de vazamentos na infraestrutura e ao índice número de vazamentos mostraram-se coerentes, portanto corroborando o procedimento.

Espera-se que o processo de avaliação inicial tenha baixíssimos custos financeiros, entretanto que demandem horas de trabalho, que podem ser

convenientemente agendadas. Tem-se assim que o modelo seja aplicável financeiramente falando.

As técnicas e os conhecimentos usados na avaliação geralmente fazem parte do dia a dia de uma SAA, como cadastro, uso de indicadores, técnicas de detecção de vazão etc. Caso se detecte falta de familiaridade e de domínio dos itens avaliados, e isto pode ocorrer, deve-se planejar o treinamento paulatino, o que já é fruto e consequência do gerenciamento.

Os SAAs têm em comum captação, adução, reservação, além de cadastro, alguma forma de combate às perdas e etc. Então é possível, tendo como exemplo o proposto, adaptar o método às características de cada SAA, alterando ou acrescentando itens e subitens.

A solução dos problemas detectados exigirá recursos financeiros usados para sua correção, que depende de uma política de melhoria definida pela direção do SAA. A viabilidade econômica também está prevista no modelo.

Sugere-se como continuidade do trabalho incluir outros itens e subitens relacionados às perdas aparentes; o aprimoramento dos critérios de valoração dos indicadores; a otimização dos períodos de avaliação. Sua aplicação a outros SAA também é recomendada.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à SABESP pela disponibilização de informações do SAA.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Santos, E.B.; Povinelli, S.C.S.; Barbassa, A.P; **Metodologia:** Santos, E.B.; Povinelli, S.C.S.; Barbassa, A.P; **Investigação de campo:** Santos, E.B.; **Redação - Primeira versão:** Santos, E.B.; **Redação - revisão & edição:** Santos, E.B.; Povinelli, S.C.S.; Barbassa, A.P;

8 REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2001). NBR ISO 9001/2000: **Sistemas de Gestão da Qualidade - Requisitos**. Rio de Janeiro.
- ALEGRE, H.; HIRNER, W.; BAPTISTA, J.M.; PARENA, R. (2000) - **Indicadores de desempenho para serviços de abastecimento de água**. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 276p. https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/proeesa/pdf/indicadores_desempenho.pdf - Acesso 10-2021.
- AZEVEDO, B.B.; SAURIN, T.A. (2018). Losses in water distribution systems: a complexity theory perspective. **Water resour Manage** 32:2919-2936. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1976-7>.
- BIASUTTI, S., COELHO, E.R.C.; (2019) Normatização de indicadores de perdas de água: experiência of regulatory agencies in Brasil. **Revista DAE**, no. 215, v.67, 8p. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.002>
- COELHO, E.R.C.; BIASUTTI, S. (2016) – Water loss indicators used in public water supply services in Brazil: Literature research and review. **SBE – Brasil & Portugal**, 10p. <https://sbe16.civil.uminho.pt/app/water-loss-indicators-used-in-public-water-supply-services-in-brazil-literature-research-and-review/>. ISBN 978-85-02631-00-0
- CORNELL OFFICE FOR RESEARCH ON EVALUATION (2016). **Research Methods Knowledge Base**. Cornell University. Site: <http://www.socialresearchmethods.net/kb/>; Acesso em out/2016.
- CRESWELL, B.I.; CLARK, J.N. (2007). **Designing and conducting mixed methods research**. Sage Publications. Thousand Oaks – CA – USA, 2007
- FARLEY, M.; TROW, S. (2003). **Losses in Water Distribution Networks**. London, UK. IWA, Alliance House. eISBN 97811780402642
- FERREIRA, P.S.; SOUZA, W.M. (2020) Modelagem hidroclimática e demográfica para estimativa da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Brígida. **Re. Bras. Climatologia**, vol.27- jul/ dez 2020, pags. 181-196. Acesso em out/2021. <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/72381/41250>. <http://dx.doi.org/105380/abclima.v27/0.72381>
- GO ASSOCIADOS (2021). **Perdas de Água 2021 (SNIS, 2019): desafios para disponibilidade hídrica e avanço da eficiência do saneamento básico**. 64 p. https://tratabrasil.org.br/images/estudos/Perdas_d%C3%A1gua/Estudo_de_Perdas_2021.pdf. Acesso 18-03-2021. ISSN: 2237-8642
- KUSTERKO, S.; ENSSLIN, S.R.; ENSSLIN, L.; CHAVES, L.C.; (2018). Gestão de perdas em sistemas de abastecimento de água: uma abordagem construtivista. **Eng. Sanit. Ambient**, v.23, n.3, 615-626. <https://doi.org/10.15590/S1413-41522018156436>
- MARENGO, J. A.; NOBRE, C.A.; SELUCHI, M.E.; ALVES, L.M.; MENDIONDO, E.M.; OBREGÓN, G.; SAMPAIO, G.. (2015) A seca

e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31-44, 2015. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i106p31-44>

MARSHALL, M. N. (1996) Sampling for qualitative research. **Family Practice**. Vol. 13, no. 6, pag. 522-525. <http://dx.doi.org/10.1093/fampra/13.6.522>

MINISTÉRIO DA SAÚDE – SECRETARIA DE VIGILÂNCIA E SAÚDE (2011) – **Saúde Ambiental – Guia básico para construção de indicadores** – Brasília – DF. Série B. 132 p. https://repositorio.observatoriodocuidado.org/bitstream/handle/handle/1609/saude_ambiental_guia_basico.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso 10-2021. ISBN 978-85-334-1777-9

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. Portaria nº 490, 22-3-2021. Estabelece os procedimentos gerais para o cumprimento do disposto no inciso IV do caput do art. 50 da Lei n. 11.445, de 5-1-2007, e no inciso IV do caput do art. 4º do Decreto n. 10.588, de 24 de dezembro de 2020. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 159, n. 55, p. 30, 23 mar. 2021.

MUNDIM, B.C. (2017). **Avaliação do desempenho operacional e de qualidade dos modelos de prestação de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário do Brasil**. Dissertação (Mestrado). UFRJ, 254p.

MUNDIM, B.C.; VOLKSCHAN JR, ISAAC. (2020) Avaliação dos indicadores de desempenho operacionais e de qualidade do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento para sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário. **Revista DAE**. V. 68, n. 227, 15p. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.079>

MUTIKANGA, H.E.; SHARMA, S.K.; VAIARAVAMOORTHY, K. (2013) Methods and /Tools for Managing Losses in Water Distribution

Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 139, n. 2, p. 166-174, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR1943-5452.0000245](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR1943-5452.0000245).

SABESP (2005). Sistema de Informações e Controle de Perdas – SIPERDAS: **Relatório Anual do município de Monte Alto**. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, Departamento de Controle de Perdas e Planejamento Operacional – (ROP), Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos, São Paulo.. Disponível em rede corporativa em < http://10.7.174.17/Sisperdas/IP_RSQ/L/ip.asp>.

SABESP (2013). **Norma Técnica Sabesp nts 281**. Critérios para gestão dos hidrômetros (exceto 1ª ligação. São Paulo, fev. 2013, ver.1. Acesso em out.2021. <https://www3.sabesp.com.br/normastecnicas/nts/NTS281.pdf>.

SHEUREN, F. **What is a survey?** American Statistical Association. Washington, (2004). Acesso em 10-2016: <https://www.whatisasurvey.info/download.htm>.

SNIS – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (2019). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, 2016. Disponível em < <http://www.snis.gov.br/diagnosticos> Acesso em setembro de 2021.

TARDELLI FILHO, J. (2016). Aspectos relevantes do controle de perdas em sistemas públicos de abastecimento de água. **Revista DAE**, jan-abril 2016. Acesso set-2020: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_201_n_1622.pdf THORNTON, J.; STURM. R.; KUNKEL, G. (2008). **Water Loss Control**. 2a.edit., McGraw Hill, New York – USA, p. <https://doi.org/10.4322/dae.2015.012>

THORNTON, J.; STURM. R.; KUNKEL, G. (2008). **Water Loss Control**. 2a.edit., McGraw Hill, New York – USA, p. ISBN-10 9780071499187

Potencial de reúso agrícola na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba

Agricultural reuse potential at UPGRH Affluents Goianos do Baixo Paranaíba

• **Data de entrada:**
18/08/2021

• **Data de aprovação:**
23/12/2022

Maria Gabriela de Souza Damaceno^{1*} | Karla Alcione da Silva Cruvinel¹ | Ana Sílvia Pereira Santos²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.061>

ORCID ID

Damaceno MGS  <https://orcid.org/0000-0003-2451-085X>

Cruvinel KAS  <https://orcid.org/0000-0002-5110-565X>

Santos ASP  <https://orcid.org/0000-0001-7823-9837>

Resumo

O reúso de água é uma possibilidade para redução de pressões hídricas em locais com usos do solo e da água voltados para agropecuária, como na Unidade de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba (Goiás/Brasil). Assim, realizou-se uma avaliação do potencial de reúso agrícola a partir do levantamento da oferta de água para reúso proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e da demanda hídrica necessária para áreas irrigáveis na UPGRH em estudo. Em seguida, avaliou-se a qualidade dos esgotos sanitários tratados segundo Interáguas, além de uma análise econômica. A aplicação do reúso se mostrou possível atendendo à demanda de irrigação no entorno das ETEs. Caso as diretrizes do Interáguas fossem reguladoras, as ETEs precisariam melhorar o seu sistema de tratamento. O transporte da água de reúso possui um custo superior ao da cobrança pelo uso da água na agricultura, o que dificulta a institucionalização da prática do reúso.

Palavras-chave: Avaliação de Potencial. Irrigação. Esgoto. ETE. Qualidade.

Abstract

The reuse of water presents itself as a possibility to reduce water pressures in places with land and water uses aimed at agriculture, as in the Unit for Planning and Management of Water Resources of the Affluents of Goiás do Baixo Paranaíba (Goiás/Brazil). Thus, an assessment of the potential for agricultural reuse was carried out, based on a survey of the supply of water for reuse, from Waste Water Treatment Plants (WWTPs), and the water demand necessary for irrigable areas in the Unit under study. Then, the quality of sanitary sewage treated according to Interáguas was evaluated, as well as an economic analysis of reuse in the region. The application of reuse proved possible to meet the irrigation demand in the surroundings of the WWTPs. If the Interáguas guidelines were regulatory, the WWTPs would need to improve their treatment system. Transporting reused water has a higher cost than charging for the use of water in agriculture, which makes it difficult to institutionalize the practice of water reuse.

Keywords: Potential Assessment. Irrigation. Effluent. WWTP. Quality.

¹ Universidade Federal de Goiás (UFG) - Goiânia - Goiás - Brasil.

² Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) - Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil.

* **Autora correspondente:** gabrielagabieng@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O Centro-Oeste foi a região de maior expansão agrícola brasileira nos últimos 20 anos, sendo Goiás responsável por grande parte desse crescimento, devido à irrigação com o uso de pivôs centrais para produção de grãos e canhões aspersores para cana-de-açúcar (ANA, 2021a, 30 p.). Isso foi possível, entre outros fatores, devido à considerável relevância do estado no panorama hidrológico nacional, uma vez que em seu território nascem diversas bacias hidrográficas.

Em razão do elevado consumo de água para agricultura e outros fins, cabe ao planejamento estadual adotar medidas para a manutenção e gestão dos recursos hídricos. Nesse sentido, o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Goiás (PERH-GO), com o objetivo de orientar a gestão das águas, dividiu o território em onze Unidades de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos (UPGRH). Trata-se de divisões compreendidas por uma bacia ou grupo de bacias hidrográficas com características naturais, sociais e econômicas em comum (SEMAD, 2016).

Nesse contexto, a UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba se apresenta como uma unidade de planejamento que conta com um grupo de bacias hidrográficas caracterizada pelos usos da água e do solo, majoritariamente, voltados para agropecuária: agricultura e pastagem em 48,2% da área, lavoura em 23,6% e silvicultura em 0,5% (SEMAD, 2020).

Ao se analisarem as pressões do balanço hídrico na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, que considera as demandas de água e a disponibilidade hídrica superficial direta, bem como as pressões relacionadas à qualidade da água, constatou-se que a bacia como um todo apresenta-se em uma escala baixa de pressão. Contudo, no entorno de alguns municípios, a pressão passa a ser alta (como em São Simão e Serranópolis) e muito alta (como em Chapadão

do Céu, Jataí, Mineiros e Quirinópolis) (SEMAD, 2020). Essa análise considera uma escala de quatro níveis, que vai de baixa pressão (baixa escassez hídrica) até muito alta pressão (muito alta escassez hídrica). Esses fatores indicam que as regiões próximas aos núcleos urbanos na UPGRH apresentam maior probabilidade de situações de escassez hídrica.

A adoção de práticas que proporcionem uma melhor eficiência na gestão dos recursos hídricos é uma medida de enfrentamento à escassez hídrica. Como a utilização do reúso de água, que apresenta, dentre outros benefícios, a consequente diminuição de despejos líquidos em corpos receptores, aproveitamento de nutrientes e a liberação da água para utilização em fins mais nobres.

A irrigação agrícola é, historicamente, a principal aplicação de reúso de água proveniente de esgotos domésticos tratados, seguida por usos industriais e urbanos (ANGELAKIS et al., 2018). Isso porque a agricultura é o setor que mais consome água no mundo e cujos requisitos de qualidade são, em grande parte, os mais fáceis de atingir (METCALF; EDDY, 2003).

Contudo, para a prática segura do reúso agrícola, devem-se considerar questões sanitárias, padrões de qualidade da água para reúso e o próprio potencial da região de estudo, aspectos esses observados em diferentes pesquisas desenvolvidas no mundo, segundo a revisão apresentada por Shoushtarian e Negahban-Azar (2020).

No Brasil, a primeira normativa a abordar o tema, apesar de não mandatária, foi a NBR 13.969 (ABNT, 1997), que apontou a necessidade de reutilizar o esgoto doméstico para fins que exijam qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura. Nos anos seguintes, conforme apontado por Santos et al. (2020), o Brasil pouco avançou na regulamentação sobre reúso, e apenas 5 estados (SP, MG, RS, CE, BA) apresentam documentos legais com a definição de padrões.

Recentemente, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas, como as de Araújo et al. (2020) e Melo et al. (2020), que avaliaram o potencial de reúso de água a partir de esgotos tratados em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) para a irrigação de áreas em bacias hidrográficas no nordeste e sudoeste do país, respectivamente, e Haandel et al. (2021), que estudaram a aplicação de diferentes sistemas de tratamento de esgoto visando ao reúso.

Esses estudos fomentam o aprimoramento da técnica e incitam a sistematização do reúso de água. Assim, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar o potencial de reúso agrícola de água proveniente de ETEs em regiões da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba.

2 METODOLOGIA

A UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, localizada no estado de Goiás, Brasil, possui uma área correspondente a, aproximadamente, 12% do território de Goiás, com mais de 271 mil habitantes e 20 municípios inseridos total ou parcialmente na Unidade.

Estudaram-se as áreas do entorno das ETE dos municípios destacados na Fig. 1 (EPSG:4674, Datum SIRGAS 2000), com intuito de facilitar o transporte da água para reúso entre o ponto de captação e o ponto de utilização e por essas regiões apresentarem os piores cenários de pressão hídrica na bacia hidrográfica, segundo plano de bacia da UPGRH (SEMAD, 2020).

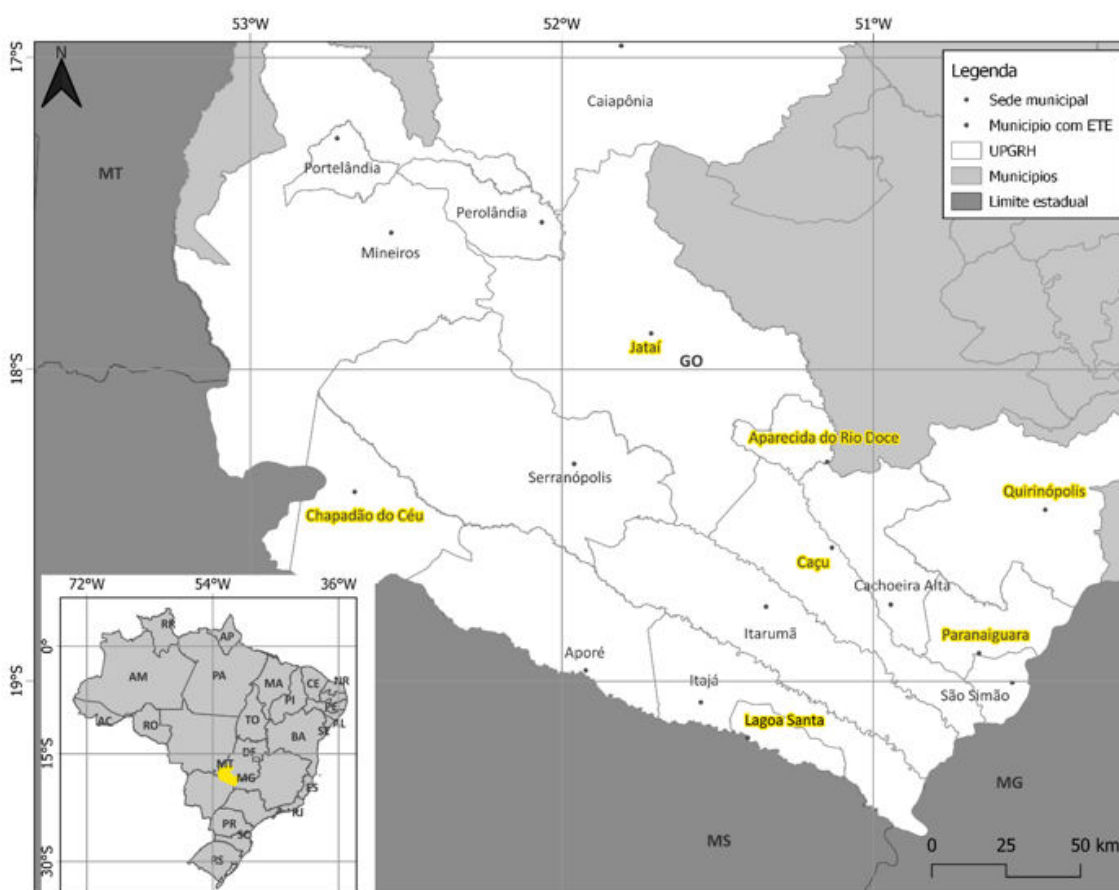


Figura 1 - Municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba

2.1 Levantamento de oferta e demanda de água

O levantamento da oferta de água para reúso proveniente das ETEs nos municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba foi obtido junto à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), a partir da plataforma do “Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas”, cujo ano de referência dos dados é 2013.

A demanda de água para irrigação nas áreas do entorno das ETE foi estimada conforme “Manual Técnico de Outorga” (SEMAD, 2012), metodologia utilizada em Goiás que, apesar de apresentar um maior detalhamento, é a mesma proposta no “Manual de Usos Consultivos da Água no Brasil”, da ANA. Ambas baseiam-se no balanço hídrico das áreas, considerando área irrigada; precipitação e evapotranspiração; práticas agrícolas e perdas nos sistemas de irrigação.

Para identificar as áreas irrigadas, bem como a tipologia de cultura, foram elaborados mapas de uso do solo do entorno das ETEs, para diferentes raios, a partir do geoprocessamento dos dados disponibilizados pela plataforma Mapbiomas da Coleção 5.0, para ano de referência 2019, bioma Cerrado e Mata Atlântica.

A definição do tamanho do raio nas áreas do entorno das ETE baseou-se em adotar um raio e, posteriormente, realizar uma análise entre a demanda de água para irrigação necessária nesse raio e a oferta de água para reúso.

Para a estimativa da Precipitação Mensal Provável (PMP) utilizaram-se as Eq. 1 ou 2 (SEMAD, 2012).

$$PMP = (0,6 \times TM) - 10 \quad (\text{para } TM < 70\text{mm}) \quad (1)$$

$$PMP = (0,8 \times TM) - 24 \quad (\text{para } TM > 70\text{mm}) \quad (2)$$

Onde,

PMP - Precipitação Mensal Provável (mm/mês);

TM - Total Mensal de Precipitação (mm/mês).

Para estimar a Precipitação Efetiva Provável ($P_{p\%}$), que indica a precipitação mensal com uma certa garantia de ocorrência e a porção que fica disponível para as culturas, utilizaram-se as Eq. 3 ou 4 (SEMAD, 2012).

$$P_{p\%} = PMP \times \frac{125 - (0,2 \times PMP)}{125} \quad (\text{para } PMP < 250\text{mm}) \quad (3)$$

$$P_{p\%} = 125 + (0,1 \times PMP) \quad (\text{para } PMP > 250\text{mm}) \quad (4)$$

Onde,

$P_{p\%}$ - Precipitação Efetiva Provável (mm/mês).

Para estimativa da Evapotranspiração da cultura (ET_c) utilizou-se a Eq. 5 (SEMAD, 2012).

$$ET_c = ET_o \times K_c \quad (5)$$

Onde,

ET_c - Evapotranspiração da cultura (mm/mês);

ET_o - Evapotranspiração de referência (mm/mês);

K_c - Coeficiente de cultura (adimensional);

Os dados de TM e ET_o (método *Penman/Montheith*) foram obtidos junto à base de dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), no programa *New_LocClim* (FAO, 2021), inserindo a localização das ETEs.

As práticas agrícolas para a determinação da demanda para irrigação são consideradas a partir do coeficiente K_c , que possui valores pré-determinados segundo cultura (SEMAD, 2012).

A Necessidade de Irrigação Líquida (NIL) é estimada conforme Eq. 6 e a Necessidade de Irrigação Bruta (NIB), conforme Eq. 7 (SEMAD, 2012).

$$NIL = ET_c - P_{p\%} \quad (6)$$

Onde,

NIL - Necessidade de Irrigação Líquida (mm/mês).

$$NIB = 100 \times \frac{NIL}{E_i} \quad (7)$$

Onde,

NIB - Necessidade de Irrigação Bruta (mm/mês);

E_i - Eficiência de irrigação (%).

A Eficiência de irrigação (E_i) apresenta valores esperados conforme sistema de irrigação e engloba as perdas do sistema de irrigação, como captação, condução e aplicação (SEMAP, 2012).

A vazão de demanda mensal para cada tipo de cultura foi obtida ao se multiplicar a área de irrigação com o NIB. Contudo, para o cálculo do potencial de reúso agrícola, considerou-se apenas a demanda de água para irrigação no mês mais crítico.

2.2 Potencial quantitativo do reúso de água

A partir dos resultados da etapa anterior realizou-se uma comparação entre a oferta de água para reúso gerada nas ETEs estudadas e as demandas de água para agricultura no entorno das ETEs, identificando, assim, o potencial quantitativo de reúso agrícola para a região estudada.

2.3 Potencial qualitativo do reúso de água

Para a avaliação qualitativa da água para reúso foram utilizados dados referentes ao sistema de tratamento e eficiência na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) das ETEs em estudo, obtidos no “Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas” (ANA, 2017).

Os dados de qualidade do esgoto sanitário tratado foram disponibilizados pela companhia de abastecimento do estado, Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO), para os municípios por ela abastecidos, com ano de referência 2019. A companhia realiza coleta pontual e monitoramento da

qualidade do esgoto sanitário uma vez por mês, para os parâmetros DBO, pH e Sólidos Suspensos (SS) e, a cada dois meses, para *E. coli*. Os dados de eficiência na remoção de *E. coli*, DBO e SS apresentam valores médios anuais.

Com base nos dados, e a partir de uma revisão bibliográfica, verificou-se a necessidade de melhorias no sistema de tratamento das ETE para que a qualidade do esgoto sanitário tratado (oferta) fosse compatível com a qualidade requerida para o reúso agrícola (demanda).

O Brasil ainda não apresenta uma legislação federal com a definição de padrões de qualidade de água para a prática de reúso (SANTOS et al., 2020), tampouco o estado de Goiás, onde se insere a UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba. Dessa forma, para avaliação qualitativa do potencial de reúso agrícola, no âmbito desse estudo, foram utilizados os padrões definidos pelo documento norteador federal, porém não mandatório, INTERÁGUAS (2017).

2.4 Potencial econômico do reúso de água

Para análise do potencial econômico, realizou-se a comparação dos custos com a cobrança pelo uso da água para agricultura e os custos relativos à prática do reúso de água. A UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, de domínio estadual, ainda não instituiu a cobrança pelo uso da água. Entretanto, essa cobrança ocorre na parcela da bacia hidrográfica do Rio Paranaíba, de domínio da União, desde 2017, com atualização monetária em 2021. Assim, para ter uma base de comparação, utilizou-se o valor de cobrança praticada no domínio da União.

Consideraram-se os custos relativos à prática do reúso de água, como o custo para o transporte por caminhão pipa (6m³) entre a ETE e o local de aplicação da água para reúso, conforme metodologia de Araújo, Santos e Souza (2017). O cus-

to foi extraído do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2021) para o estado de Goiás, segundo código 5747 da tabela de composições analíticas, não desonerado. Como o custo é fornecido em relação ao tempo de transporte, é necessária a adoção de uma velocidade média; assim, adotou-se 60 km/h, conforme Araújo, Santos e Souza (2017).

Sabe-se que, frente ao grande volume de água demandada pelo agronegócio, o transporte da água normalmente ocorre por sistemas de tubulações, adutoras, drenos, estações de bombeamentos, e não por caminhão pipa (ANA, 2021a). Somando-se a isso, o uso de um meio de transporte que utiliza combustíveis fósseis vai na contramão da sustentabilidade, não sendo a alternativa mais interessante frente à proposta de um estudo de reúso de água, que visa à melhoria ambiental de uma região. Contudo, como o presente estudo trata de uma análise do potencial de várias áreas, e não de um projeto ou estudo de caso específico, torna-se impraticável estimar um sistema de transporte por tubulações, optando-se pelo transporte da água para reúso por caminhão pipa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Levantamento de oferta e demanda de água

Dos 16 municípios inseridos na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, apenas 7 apresentam ETE. Isso representa o baixo índice de coleta e tratamento de esgoto a que os municípios da UPGRH estão sujeitos.

Segundo o Censo IBGE de 2010, os municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba

ba apresentaram em média 57,5% da população em domicílios com esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2010). Para os dados do Atlas Esgotos, em média 42% da população possui esgotamento sanitário adequado (sistema individual ou coleta e tratamento) nos municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba (ANA, 2017).

A Tabela 1 apresenta a vazão do esgoto tratado em cada ETE, que equivale à oferta de água para reúso disponível, considerando-se 100% de reutilização para reúso agrícola.

Tabela 1 - Oferta de água para reúso (ANA, 2017).

Município	ETE	Oferta (L/s)
Aparecida do Rio Doce	ETE Aparecida do Rio Doce	3,4
Caçu	ETE Caçu	19,1
Chapadão do Céu	ETE Chapadão do Céu	7,2
Jataí	ETE Rio Claro	102,0
Lagoa Santa	ETE Lagoa Santa	1,2
Paranaiguara	ETE Paranaiguara	19,2
Quirinópolis	ETE Quirinópolis	67,4

O reduzido índice de tratamento dos esgotos sanitários, aliado à baixa eficiência das ETEs, prejudica a prática do reúso de água, tanto em relação à quantidade (oferta) de água para reúso disponível como em relação à qualidade da água para reúso (LIMA et al., 2021).

Para facilitar a logística e reduzir os custos, é importante analisar as distâncias entre os pontos de demanda e oferta de água para reúso. Dessa forma, foram adotados os raios para elaboração dos mapas de uso do solo, variando entre 1, 3 e 5km, no entorno das ETE presentes na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, conforme Fig. 2.

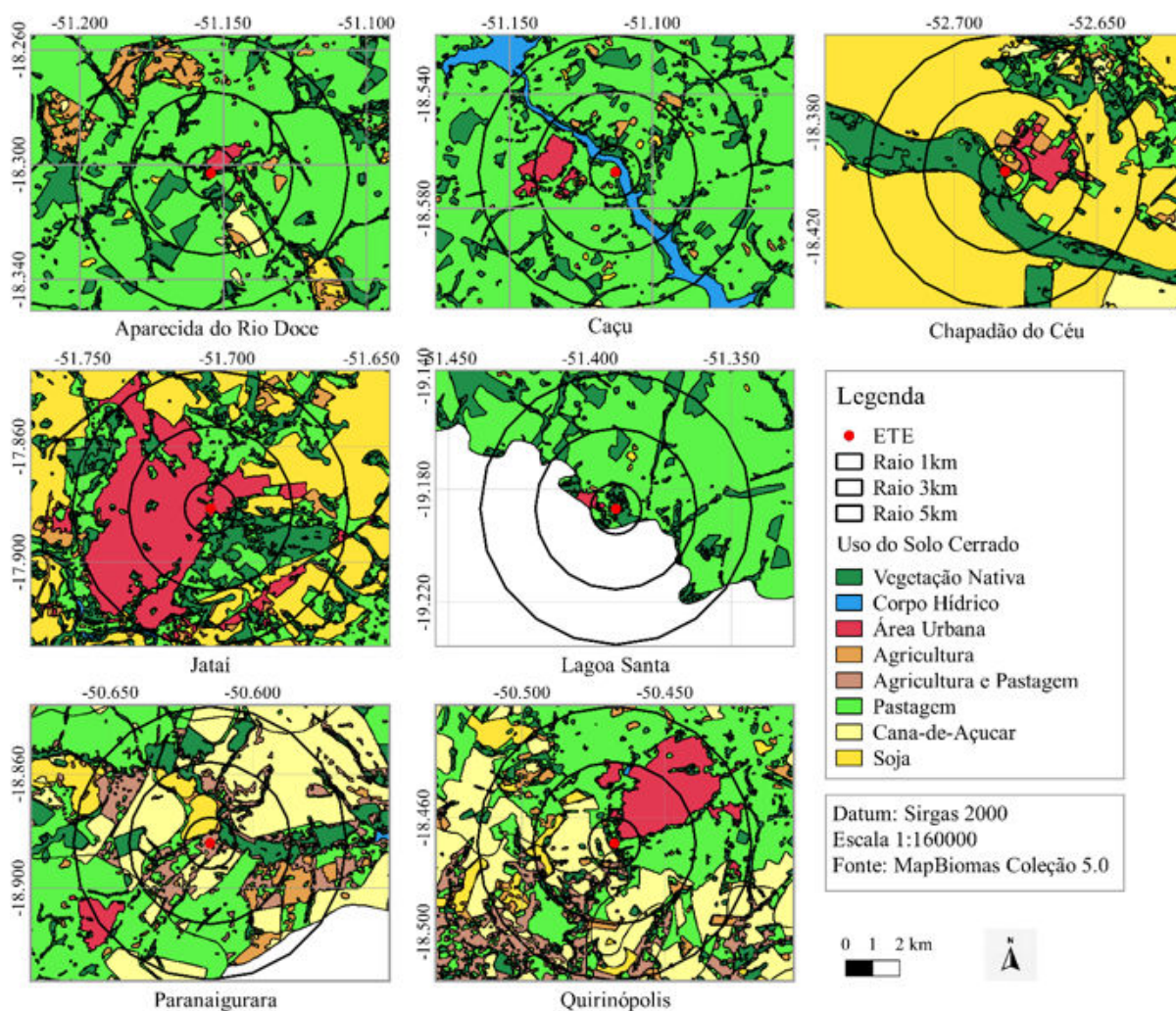


Figura 2 - Mapas de uso do solo no entorno das ETEs

Os municípios de Jataí e Chapadão do Céu se destacam na produção de grãos como soja, além de apresentar áreas urbanas e de pastagens. Contudo, as pastagens são mais expressivas nos entornos das ETEs de Aparecida do Rio Doce, Caçu e Lagoa Santa. Em Paranaiguara e Quirinópolis existe um mosaico entre pastagens e a produção agrícola, com destaque para cana-de-açúcar e soja, além da presença de área urbana. Segundo SEMAD (2020), Quirinópolis é o maior produtor de cana-de-açúcar do estado e um dos dez maiores produtores de bovinos.

A irrigação de cana-de-açúcar, pastagens e soja, em Goiás, pode ocorrer por aspersão convencional,

pivô central e sistema localizado de gotejamento (ANA, 2021a). Mas, segundo Richter (2012), a aspersão em malha é o método mais utilizado para a irrigação de áreas pequenas (até 40 hectares). Portanto, a eficiência adotada para a pesquisa foi a de 80%, referente à aspersão em malha.

Verificou-se que os raios de 3 e 5km (Fig. 2) resultaram em áreas para irrigação muito extensas, o que demandaria muito mais água para reúso do que a disponível. Portanto, para os cálculos e compatibilização entre demanda e oferta, considerou-se apenas o raio de 1km.

Reunindo todas as considerações realizadas, estimou-se a demanda hídrica mensal para

cada área no entorno das ETes. A Tabela 2 apresenta os valores referentes à precipitação, evapotranspiração e necessidade de irrigação para cada ETE, referente ao mês crítico (maior

demanda). Para os cálculos utilizou-se o valor médio de K_c de 0,8 para cana-de-açúcar, 0,6 para pastagem e 0,72 para soja, conforme SEMAD (2012).

Tabela 2 - Precipitação, evapotranspiração e necessidade de irrigação por cultura e município

Município	Cultura	TM (mm)	PMP (mm)	PP% (mm/mês)	ET _o (mm/mês)	ET _c (mm/mês)	NIL (mm/mês)	NIB (mm/mês)
Aparecida do Rio Doce	Pastagem	26,7	6,0	6,0	99,5	59,7	53,7	67,2
Caçu	Cana-de-açúcar	26,7	6,0	6,0	99,5	79,6	73,6	86,6
	Pastagem	26,7	6,0	6,0	99,5	59,7	53,7	67,2
Chapadão do Céu	Pastagem	26,7	6,0	6,0	105,2	63,1	57,2	71,4
	Soja	26,7	6,0	6,0	105,2	75,4	69,4	86,8
Jataí	Pastagem	26,7	6,0	6,0	109,6	65,8	59,8	74,7
Lagoa Santa	Pastagem	26,7	6,0	6,0	109,6	65,8	59,8	74,7
Paranaiguara	Cana-de-açúcar	21,1	2,7	2,6	99,5	79,6	77,0	96,2
	Pastagem	21,1	2,7	2,6	99,5	59,7	57,1	71,3
	Soja	21,1	2,7	2,6	99,5	71,3	68,7	85,8
Quirinópolis	Cana-de-açúcar	26,7	6,0	6,0	99,5	79,6	73,6	92,0
	Pastagem	26,7	6,0	6,0	99,5	59,7	53,7	67,2

TM – Total Mensal de Precipitação; PMP – Precipitação Mensal Provável; Pp% – Precipitação Efetiva Provável; ET_o – Evapotranspiração de referência; ET_c – Evapotranspiração da cultura; NIL – Necessidade de Irrigação Líquida; NIB – Necessidade de Irrigação Bruta.

Ao multiplicar o NIB pela área de irrigação de 1km no entorno das ETes, obtém-se a demanda de água para cada cultura analisada, referen-

te ao mês crítico (mês com baixa precipitação e elevada evapotranspiração, portanto a maior demanda), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Demanda de água no entorno das ETes

Município	Área (ha) para raio de 1km			Demanda (L/s)		
	Cana-de-açúcar	Pastagem	Soja	Cana-de-açúcar	Pastagem	Soja
Aparecida do Rio Doce	0,00	170,23	0,00	-	44,1	-
Caçu	0,43	173,89	0,00	0,1	45,1	-
Chapadão do Céu	0,00	63,27	45,95	-	17,4	15,4
Jataí	0,00	57,51	0,0	-	16,6	-
Lagoa Santa	0,00	126,51	0,00	-	36,5	-
Paranaiguara	66,96	33,70	61,12	24,8	9,3	20,2
Quirinópolis	81,05	102,42	0,00	28,8	26,5	-

As áreas no entorno das ETes de Quirinópolis e Paranaiguara apresentaram maior demanda para cana-de-açúcar, considerando o entorno da ETE com raio de 1km, apesar de a área para pastagem ser maior que a de cana-de-açúcar em Quirinópolis. Isso porque a cana-de-açúcar necessita de mais água do que a pastagem. De fato, culturas com maiores valores de K_c resultam em maior necessidade de irrigação (ANA, 2021a).

3.2 Potencial quantitativo do reúso de água

A Tabela 4 apresenta as vazões de oferta e demanda; a demanda atendida, que considera toda a vazão de oferta para a demanda de cada cultura; a área máxima atendida para cada cultura referente à área de irrigação máxima que a vazão de oferta consegue abastecer para cada cultura analisada.

Tabela 4 - Compatibilização entre oferta e demanda de água

Município	Cultura	Oferta (L/s)	Demanda (L/s)	Demanda atendida (%)	Área máxima atendida (ha)
Aparecida do Rio Doce	Pastagem	3,4	44,1	7,6	13,00
Caçu	Cana-de-açúcar	19,1	0,1	100,0	Toda área
	Pastagem		45,1	42,4	73,70
Chapadão do Céu	Pastagem	7,2	17,4	41,4	26,12
	Soja		15,4	46,8	21,50
Jataí	Pastagem	102,0	16,6	100,0	Toda área
Lagoa Santa	Pastagem	1,2	36,5	3,3	4,16
Paranaiguara	Pastagem	19,2	9,3	100,0	Toda área
	Cana-de-açúcar		24,8	77,4	51,74
	Soja		20,2	95,0	57,99
Quirinópolis	Cana-de-açúcar	67,4	28,8	100,0	Toda área
	Pastagem		26,5	100,0	Toda área

As áreas nos municípios de Aparecida do Rio Doce e Lagoa Santa (GO) apresentam menos de 10% da demanda atendida para a irrigação com água de reúso no entorno de 1km da ETE, segundo valores estimados no estudo. Isso porque as vazões de despejo das ETEs são muito baixas. Mas, segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei N° 9.433 (BRASIL, 1997), em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais, portanto um atendimento da demanda de água na agricultura, mesmo que menor que 10%, mostra-se relevante para o setor.

Araújo et al. (2020), em estudo de potencial de reúso na região Nordeste do Brasil, obtiveram uma baixa porcentagem de atendimento da demanda de água para a irrigação (8%). Assim como na presente pesquisa, isso ocorreu pois o índice de atendimento com coleta e tratamento de esgoto na bacia é baixo, o que reflete em uma reduzida produção de água de reúso. Melo et al. (2020) avaliaram as capacidades de reúso agrícola de água a partir de esgotos sanitários tratados em ETEs, na bacia hidrográfica do Rio Paracatu, no Sudoeste do país e também obtiveram valores de atendimento à demanda de irrigação baixo, neste caso menos de 5%.

As áreas em Caçu e Paranaiguara apresentaram demanda de água para irrigação para cana-de-açúcar e pastagem, respectivamente, menores do que a oferta, portanto, as ETEs atendem toda a área de irrigação para essas culturas. No entanto, as demais culturas presentes nesses municípios apresentam demanda hídrica maior que a oferta, assim como em Chapadão do Céu, resultando em uma área máxima atendida pela oferta.

Os municípios que apresentaram em seu entorno culturas com demanda atendida de 100% conseguem suprir a demanda de irrigação em raios no entorno das ETEs superiores a 1km, sendo que em Quirinópolis e Jataí esse raio chega a 3km.

Vale destacar que as vazões de demanda apresentadas são referentes ao mês mais crítico do ano, e que nos demais meses a demanda é menor, inclusive nula e, conseqüentemente, as áreas dos municípios conseguiriam atender melhor à demanda com a oferta de água para reúso disponível pelas Estações de Tratamento de Esgoto.

Uma possibilidade para o aumento do percentual de atendimento da demanda seria realizar a reservação da água para reúso entre os meses com demanda de água nula, a fim de armazenar a água para os demais meses do ano. Contudo, essa prática envolve custos de implantação e operação não mensurados neste estudo.

Além da elevada oferta, Jataí também possui uso do solo no entorno da ETE caracterizado pela forte presença de área urbana (62% da área no raio de 1km), o que resulta em uma baixa área de irrigação, com a presença de apenas de pastagem, favorecendo o atendimento da demanda em áreas superiores ao entorno de 1km da ETE.

A aplicação de reúso agrícola nas áreas do entorno das ETEs, atendendo, mesmo que parcialmente, às demandas de irrigação, consegue aliviar as pressões hídricas a que essas regiões estão sujeitas. Uma possibilidade para o aumento do percentual de atendimento da demanda seria realizar a reservação da água para reúso entre os meses de água nula; contudo essa prática envolve custos de implantação e operação não mensurados nesta pesquisa.

3.3 Potencial qualitativo do reúso de água

Para a irrigação de soja, pastagem e cana-de-açúcar, a tipologia de reúso agrícola pretendida se aplica na categoria restrita, segundo INTERÁGUAS (2017). Essa categoria associa-se à irrigação de culturas não destinadas ao consumo humano, irrigação de culturas de alimentos com

processamento antes de serem consumidas e com acesso restrito do público.

Segundo INTERÁGUAS (2017), o tratamento mínimo recomendado para reúso agrícola restrito é o nível secundário seguido de desinfecção (por cloração, ozonização, radiação ultravioleta ou utilização de lagoas de maturação), com eficiência de remoção esperada de 80 a 95% para DBO e de 65 a 95% para SST.

Reatores Anaeróbios possuem eficiência esperada de remoção de DBO na ordem de 60 a 80%, o que garantiria que fosse necessário um pós-tratamento com apenas a lagoa de maturação para remoção de patógenos (VON SPERLING, 2006). Segundo o mesmo autor, lagoas facultativas sozinhas ou associadas às lagoas anaeróbicas possuem eficiência esperada de 75 a 85% na remoção de DBO e de 70 a 80% na remoção de SS; para lagoa de maturação, são esperadas eficiências na remoção de patógenos na ordem de 99,9 a 99,99%.

A Tabela 5 apresenta os dados sobre o sistema de tratamento das ETES presentes na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba, bem como dados sobre a eficiência de remoção de DBO, Sólidos Suspenso Totais (SST) e *E. coli*.

Tabela 5 - Sistema de tratamento e eficiência nas ETEs (adaptado de ANA, 2017)

Municípios	Prestador de Serviço	Sistema de tratamento (2013)	Eficiência remoção DBO (%)	Eficiência remoção SST ¹ (%)	Eficiência remoção <i>E. coli</i> ¹ (%)
Aparecida do Rio Doce	SANEAGO	Lagoa Anaeróbia, Facultativa e de Maturação	85 ¹	50	99,8
Caçu	SANEAGO	Lagoa Facultativa	93 ¹	0	85,0
Chapadão do Céu	SANEACEU	Reator Anaeróbio, Lagoa Anaeróbia, Facultativa e de Maturação	70	-	-
Jataí	BRK ambiental	Lagoa Anaeróbia	60	-	-
Lagoa Santa	SANEAGO	Lagoa Facultativa	90 ¹	45	98,3
Paranaiguara	Prefeitura Municipal de Paranaiguara	Lagoa Anaeróbia, Facultativa e de Decantação	82	-	-
Quirinópolis	SANEAGO	Reator Anaeróbio, Lagoa Anaeróbia, Facultativa e de Maturação	76 ¹	66	60,6

¹ Dados disponibilizados por SANEAGO

Sistemas de lagoas de estabilização, como os da área de estudo (Tabela 5), e reator anaeróbio associado à lagoa de polimento (sem remoção de nutrientes) conseguem produzir esgotos sanitários tratados compatíveis com reúso agrícola (HAANDEL; SANTOS; PAIVA, 2021).

Contudo, a ETE de Jataí e de Quirinópolis apresentaram eficiência na remoção de DBO e E. coli, respectivamente, bem abaixo do esperado para os sistemas de tratamento adotados (Tabela 5). O mesmo ocorre para os municípios que apresentaram dados de SST. Inclusive o município de Caçu apresentou uma eficiência na remoção de SST nula (Tabela 5), uma vez que a concentração de sólidos após o tratamento aumentou em relação à concentração anterior ao tratamento. Esses resultados indicam que as ETEs necessitam de melhorias operacionais ou até mesmo de uma readequação do sistema de tratamento.

Von Sperling (2006) apresenta uma série de aspectos operacionais comuns em lagoas de estabilização e as possíveis soluções. Quanto à readequação do sistema, o “Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas” ANA (2017), em um cenário que avaliou as ETE para o ano de 2035, sugeriu continuar com a lagoa anaeróbia em Jataí

e lagoa facultativa em Caçu, mas recomendou a adoção de um reator anaeróbio, seguido de um filtro biológico percolador, em Quirinópolis.

A operação insatisfatória e a falta de manutenção do sistema de tratamento podem dificultar a prática segura do reúso. Por isso, o INTERÁGUAS (2017) incluiu nas suas recomendações os seguintes parâmetros: DBO <30 mg/L, pH entre 6 e 9, coliformes termotolerantes <10³UFC/100mL, menos de 1 ovo/L de Helminto e cloro residual livre >1mg/L, representados na Fig. 3 pelas linhas tracejadas. O parâmetro cloro é utilizado para demonstrar a eficiência da desinfecção em sistemas que realizam a desinfecção por cloração (INTERÁGUAS, 2017).

Os dados de qualidade do esgoto sanitário tratado para os municípios de Aparecida do Rio Doce, Caçu, Lagoa Santa e Quirinópolis, estão apresentados na Fig. 3. O monitoramento da ETE desses municípios não contempla a análise de ovos de helmintos e cloro residual livre, portanto esses parâmetros não puderam ser avaliados. Não foi possível a obtenção de dados de qualidade para os demais municípios que apresentam ETE na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba (Chapadão do Céu, Jataí e Paranaiguara).

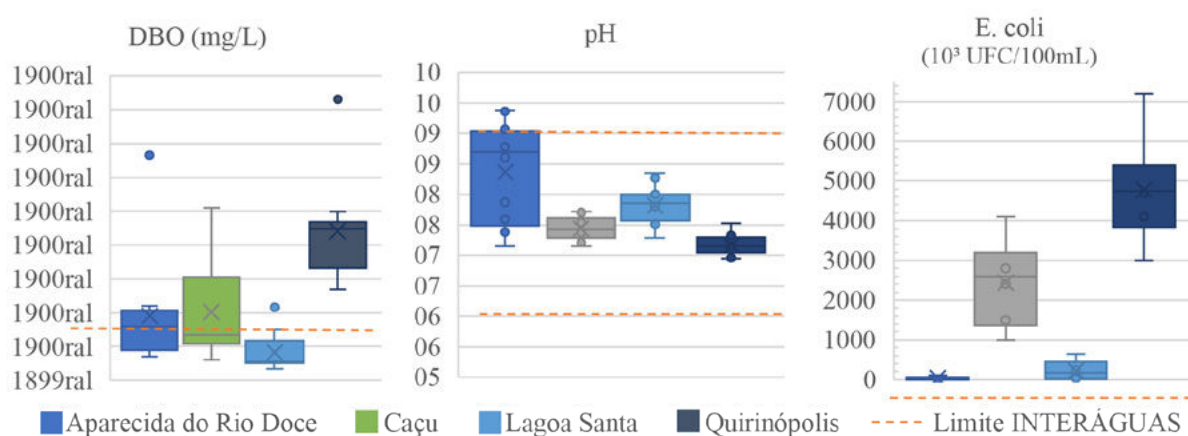


Figura 3 - Qualidade do esgoto sanitário tratado das ETEs

Conforme observado na Fig. 3 e na Tabela 5, o desempenho das ETEs é satisfatório para lançamento em corpo d'água, de acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), com pH entre 6 e 9 e eficiência mínima na remoção de DBO de 60%. Entretanto, quando avaliado o potencial qualitativo de reúso, observa-se que somente o parâmetro pH foi atendido nas ETEs analisadas.

As ETEs dos municípios da Fig. 3 apresentaram amostras com concentração de DBO acima dos limites especificados para reúso agrícola restrito. Contudo, segundo PROSAB (2006), as concentrações de SS no esgoto tratado são uma consequência das técnicas de tratamento empregadas e, no caso das lagoas de estabilização, os sólidos em suspensão, que também influenciam a DBO, podem ser constituídos da biomassa presente no corpo líquido, portanto esses parâmetros apresentam concentrações mais elevadas (eficiências de remoção baixas).

Para reúso agrícola restrito se utiliza o parâmetro de *E. coli* para avaliar a qualidade microbiológica, que, nesse caso, apresentou valores na ordem de 10^6 UFC/100mL para a ETE dos municípios de Caçu e Quirinópolis, 1000 vezes acima do limite estabelecido pelo INTERÁGUAS (2017). Entretanto, segundo o próprio documento, caso existam ações de controle de risco de contato com a água de reúso, esse parâmetro poderá ser dispensado.

Bevilacqua et al. (2003) verificaram que pastagens irrigadas com esgoto sanitário tratado com *E. coli* na ordem de 10^6 UFC/100mL e presença de *Salmonella* não resultaram em risco à saúde dos animais que se alimentaram da forrageira (pastagem), tampouco resultou no comprometimento do leite de caprinos ou da carne de abate de bovinos.

Como os sistemas de tratamento de algumas ETEs da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo

Paranaíba possuem lagoa de maturação, recomenda-se utilizar essa unidade para a desinfecção. Além disso, como a água utilizada para reúso agrícola, mesmo de culturas não alimentícias, pode entrar em contato com seres humanos, optou-se por não indicar a cloração, uma vez que a presença de cloro em água com matéria orgânica leva à formação de subprodutos com efeitos comprovadamente prejudiciais à saúde humana (DUARTE; RODRIGUES, 2020).

Para atender aos limites microbiológicos para reúso agrícola restrito, segundo INTERÁGUAS (2017), é necessário que o sistema possua uma melhor eficiência, que pode ser alcançada com a adoção de algumas medidas. Segundo Von Sperling (2006), altos valores de pH favorecem a atividade fotossintética e a elevada concentração de OD favorece a comunidade aeróbia, mais eficiente na remoção de microrganismos, além de aumentar a taxa de remoção por outros mecanismos, como a foto-oxidação.

Outro aspecto que promove a maximização da eficiência de remoção de patógenos nas lagoas de maturação, segundo Von Sperling (2006), é a utilização de lagoas em série ou a adoção de chicanas em uma única lagoa e a recirculação de uma porção do efluente final para o início do processo. Sabe-se, ainda, que o desempenho da lagoa de maturação está essencialmente relacionado ao afluente clarificado, portanto recomenda-se a adoção de sistemas que promovam a retirada dos sólidos, como processos físico-químicos ou de filtração.

A melhoria nos sistemas de tratamento de cada ETE vai depender da qualidade final do esgoto sanitário tratado, necessária para atender à qualidade especificada no instrumento regulador. Nesta pesquisa, utilizaram-se as diretrizes propostas no INTERÁGUAS (2017), contudo, existem diferentes instrumentos no Brasil, com parâmetros mais ou menos restritivos.

A adoção de critérios muito restritivos dificulta a aplicação de reúso de água, uma vez que as ETEs deverão passar por adequações dispendiosas. Por outro lado, padrões baseados em avaliação de risco microbiológico, a partir de uma metodologia que avalia as particularidades de cada projeto, possibilitarão que as ETEs realizem o reúso com alterações na infraestrutura, uma vez que o sistema de tratamento existente pode produzir esgoto sanitário que atenda aos limites aceitáveis de risco à saúde pública, aumentando a confiabilidade do público em utilizar a água para reúso.

3.4 Potencial econômico do reúso de água

Segundo a Deliberação nº 115 (CBH PARANAÍBA, 2020), o preço público de cobrança para captação de água para irrigação na Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba é de 0,0045 R\$/m³.

Segundo Tabela SINAPI (2021), o custo do caminhão pipa é de R\$19,4700m⁻³h⁻¹, que multiplicado pelo tempo, em horas (h), retorna o custo, em R\$/m³, do transporte da água de reúso entre a ETE e o local de aplicação do reúso, para os raios de 1, 3 e 5km no entorno das ETEs, conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Custo de transporte entre local de oferta e aplicação do reúso de água

D (km)	V (km/h)	T (h)	Custo (R\$/m ³)
1	60	0,0166	0,3245
3	60	0,0500	0,9735
5	60	0,0833	1,6225

O custo de transporte é proporcional ao deslocamento. Assim, quanto maior a distância entre o ponto de utilização da água de reúso e o ponto de produção (ETE), maiores são os custos envolvidos na aplicação do reúso.

No caso da presente pesquisa, o custo de transporte (Tabela 6) foi bem superior ao custo com

a cobrança pelo uso da água para agricultura (0,0045R\$/m³), o que torna o projeto de reúso de água na UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba pouco atrativo, economicamente.

Essa realidade se apresenta em um local com disponibilidade hídrica e com um valor de cobrança pelo uso da água irrisório, mas vale a pena questionar qual seria o custo de não ter água para a agricultura, uma vez que, em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é para o consumo humano e a dessedentação de animais, segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Apesar de um dos objetivos da cobrança pelo uso da água ser estimular o investimento em projetos e ações de despoluição e de reúso de água, os baixos valores adotados ocasionam o contrário. Essa problemática também foi observada por Araújo et al. (2020), em estudo realizado na bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu, e reflete como o instrumento de gestão dos recursos hídricos de cobrança pelo uso da água aplicado no Brasil ainda necessita de grandes ajustes.

A cobrança pelo uso da água é um instrumento de gestão hídrica, especificado na Política Nacional de Recursos Hídricos, (BRASIL, 1997), que deve ter aceitação popular por meio do Comitê de Bacia. Assim, historicamente, têm se adotado, no Brasil, valores mais baixos para a cobrança. Contudo, o montante arrecadado não é compatível com os desafios socioambientais aos quais esses locais estão sujeitos, o que coloca em risco o funcionamento do sistema de gerenciamento de recursos hídricos (ANA, 2021b).

Mas, mesmo que os recursos oriundos da cobrança não possam ser responsáveis sozinhos pelo enfrentamento dos desafios, a sua esperada consolidação e aplicação com valores condizentes e atualizados deve efetivá-la como um instrumento de gestão que, de fato, promova a conscientização e promoção da racionalização

dos usos da água, com incentivos para projetos e ações que diminuam a degradação ambiental e favoreçam o uso seguro da água.

4 CONCLUSÕES

Devido à extensão das áreas irrigáveis no entorno das ETEs dos municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba (Goiás/Brasil), a aplicação do reúso agrícola pode ser uma alternativa para aliviar as pressões hídricas a que essas regiões estão sujeitas. Com o reúso, a retirada de água dos mananciais é menor, além de disponibilizar água para fins mais nobres.

Apesar de menos da metade dos municípios da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba possuir ETE e contar com um baixo índice de coleta e tratamento de esgoto (o que gera baixas ofertas), a aplicação do reúso agrícola é possível, atendendo a grande parte da demanda necessária no raio de 1km. Para os municípios que desejem aumentar o percentual de atendimento, sugere-se a reservação da água de reúso no período do ano sem demanda.

Caso o documento Interáguas fosse regulador e mandatório, as ETEs precisariam otimizar o sistema de tratamento para que a qualidade final dos esgotos fosse compatível com o uso pretendido de reúso agrícola restrito. Para que o esgoto se enquadre, recomenda-se que sejam realizadas nas ETEs manutenções no sistema, controle de pH e oxigênio dissolvido nas lagoas de maturação, além da inclusão de um sistema de clarificação anterior à lagoa de maturação.

Sugere-se que a adoção dos critérios de qualidade seja analisada caso a caso, sendo respaldada por metodologia de avaliação de risco microbiológica sobre a saúde humana. Essa ação permite que a aplicação do reúso seja realizada de forma segura, facilitando a aceitação do público.

Verificou-se que, apesar de o reúso de água, bem como outras medidas para proteção dos recursos hídricos, ser objetivo propostos para a cobrança pelo uso da água no Brasil, na realidade os projetos de reúso se tornam pouco atrativos, economicamente, quando comparados com os baixos valores cobrados pelo uso da água. No Brasil, esse instrumento ainda necessita de grandes ajustes para que, de fato, promova a conscientização e racionalização dos usos da água, com incentivos para projetos e ações que diminuam a degradação ambiental.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.969**. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. 88 p. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 15 de fev. 2021.
- _____. **Atlas Irrigação: Uso da Água na Agricultura Irrigada**. Brasília: ANA, 2021a. 86 p. Disponível em: <<https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/a874e62f27544c6a986da1702a911c>> Acesso em: 15 de mar. 2021
- _____. **Cobrança pelo uso dos recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2021b. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/cobranca/historico-da-cobranca>>. Acesso em: 22 maio 2021.
- ANGELAKIS, A.; ASANO, T.; BAHRI, A.; JIMÉNEZ, B.; TCHOBANOGLOUS, G. Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. 26, 2018. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026>
- ARAÚJO, B. M.; SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. M.; SOARES, S. R. A.; PERDIGÃO, C. A.; MELO, M. C. Avaliação do potencial de reúso de efluentes de ETE em áreas irrigadas da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu com vistas a universalização. **Revista Augustus**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 49, p. 179-191, 2020. <https://doi.org/10.15202/1981896.2019v24n49p179>

ARAÚJO, B. M.; SANTOS, A. S. P.; SOUZA, F. P. Comparativo econômico entre o custo estimado do reúso do efluente de ETE para fins industriais não potáveis e o valor da água potável para a região sudeste do Brasil. **Exatas & Engenharia**, v. 7, n. 17, p. 51-61, 2017. <https://doi.org/10.25242/885X71720171091>. Disponível em: <https://ojs3.perspectivasonline.com.br/exatas_e_engenharia/article/view/1091>. Acesso em 21 de out de 2023.

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; CORAUCI FILHO, B. MELO, H. N.; ANDRADE NETO, C. Alimentação animal com produtos irrigados com esgotos sanitários. In: BASTOS, R. K. X. (coord) **Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 224-246. (Projeto PROSAB).

BRASIL. **Lei Nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, Brasília, 1997.

BRASIL. **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.

CBH PARANAÍBA. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (Brasil). **Deliberação nº 115, de 19 de agosto de 2020**. Dispõe sobre a atualização dos mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União na bacia hidrográfica do rio Paranaíba e dá outras providências.

DUARTE, A. S.; RODRIGUES, F. M. Avaliação do risco para a saúde devido à presença de trihalometanos na água de abastecimento. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 8, n. 1, p. 35-49, 2020. <https://doi.org/10.9771/gesta.v8i1.35287>

FAO. Food and Agriculture Organization. **FAOCLIM**. Disponível em: <<http://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1028000/>> Acesso em: 18 de mar. 2021.

HAANDEL, V. A.; SANTOS, S. L.; PAIVA, F. V. Aplicação do sistema UASB-lagoas de polimento para o tratamento de esgoto visando ao reúso agrícola ou industrial ou à proteção de recursos hídricos. **Revista DAE**, São Paulo, v. 69, n. 229, p. 173-19, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.027>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Tabelas: Resultados do Universo - **Características da População e dos Domicílios**. IBGE, 2010. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censodemografico/demografico-2010/universo-caracteristicas-da-populacao-e-dosdomicilios>>. Acesso em: 13 abr. 2021.

INTERÁGUAS (2017). Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura – IICA. **Produto III - Critérios de Qualidade da Água de Reúso**. Elaboração de Proposta do Plano de Ações para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil. 2017.

LIMA, M. A. M.; SANTOS, A. S. P.; AVELAR, P. S.; SILVA JUNIOR, L. C. S., ARAÚJO, B. M.; GONÇALVES, R. F.; VIEIRA, J. M. P. Proposição de uma metodologia estruturada de avaliação do potencial regional de reúso de água: 04 – desafios tendências. **Gesta**, v. 9, n. 2, p. 55-70, 2021. <https://doi.org/10.9771/gesta.v9i2.43712>

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil**. Coleção Anual 5.0 – Cerrado e Mata Atlântica. Brasil, 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>. Acesso em: 16 de mar. 2021.

MELO, M. C.; SANTOS, A. S. P.; SANTOS, N. A. P.; ARAÚJO, B. M.; OLIVEIRA, J. R. S.; CAMPOS, A. R. Evaluation of potential use of domestic treated effluents for irrigation in areas subject to conflicts over water use in Paracatu river basin. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 21, n. 75, p. 52-63, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217550442>

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. Nova York, USA: McGraw-Hill Higher Education, 2003.

RICHTER, L. A. Irrigação de pastagens. In: FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. (Ed.). **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2012. Cap. 17.

PROSAB. **Reúso de água de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**, 2006. Disponível em: <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/Esgoto-Prosab_-_final.pdf>. Acesso em: 20 de jul de 2021.

SANEAGO. (2019). **Saneamento de Goiás**. Dados de qualidade do efluente tratado.

SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R. F.; MELO, M. C.; ARAÚJO, B. G. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. **Revista SUSTINERE**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 437-462, jun. a dez., 2020. <http://dx.doi.org/10.12957/sustinere.2020.48976>.

SEMAD. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Goiás). Planos De Recursos Hídricos das Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Estado de Goiás Afluentes ao Rio Paranaíba. **Diagnóstico da UPGRH dos Afluentes Goianos do Baixo Paranaíba – Produto 2**. 2020. Disponível em: <http://pbapgo.meioambiente.go.gov.br/?page_id=1445>. Acesso em: 22 de fev. 2021.

_____. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Goiás (PERH-GO)**. 2016. Disponível em: <https://www.meioambiente.go.gov.br/images/imagens_migradas/upload/arquivos/2016-01/p05_plano_estadual_de_recursos_hidricos_revfinal2016.pdf>. Acesso em: 20 de mar. 2021.

_____. **Manual Técnico de Outorga**. 1º Versão. Goiás, 2012. Disponível em: <<https://www.meioambiente.go.gov.br/images/>>

imagens_migradas/upload/arquivos/2015-07/manual_tecnico_de_outorga-versao_01.pdf> Acesso em: 18 de mar. 2021.

SHOUSHARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. **Water**, v. 12, n. 4, p. 971, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12040971>.

SINAPI. **Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil**. Disponível em: <https://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_646> Acesso em: 20 de mar. 2021.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lagoas de estabilização**, v. 3. 2. ed. ampliada. Belo Horizonte (MG): DESA/UFMG, 2006. 196 p.

Produção de biocombustíveis a partir de lodo de esgoto e gordura residual via craqueamento térmico - catalítico na presença de HZSM-5

Biofuel production from sewage sludge and residual fat via thermal - catalytic cracking in the presence of HZSM-5

• **Data de entrada:**
01/10/2020

• **Data de aprovação:**
19/12/2022

Fernanda Paula da Costa Assunção^{1*} | Iuri do Nascimento de Souza¹ | Luiz Eduardo Pizarro Borges² | Nélio Teixeira Machado¹ | Lia Martins Pereira¹ | Hélio da Silva Almeida¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.062>

ORCID ID

Assunção FPC  <https://orcid.org/0000-0002-4094-2815>

Souza IN  <https://orcid.org/0000-0002-7556-7680>

Borges LEP  <https://orcid.org/0000-0002-2337-4238>

Machado NT  <https://orcid.org/0000-0001-9800-3565>

Pereira LM  <https://orcid.org/0000-0002-2466-6080>

Almeida HS  <https://orcid.org/0000-0003-0343-5862>

Resumo

O presente trabalho investigou o processo de craqueamento térmico-catalítico do lodo de esgoto e da gordura residual. Os experimentos foram realizados em uma unidade semipiloto com o objetivo de produzir Produto Líquido Orgânico (PLO) por meio do emprego de HZSM-5 como catalisador. A influência do catalisador foi avaliada nas temperaturas de 425°C, 450°C e 475°C a 5% (m/m) por meio do rendimento e qualidade dos PLOs utilizando as variáveis índice de acidez, densidade, viscosidade cinemática e análise composicional por GC-MS. Os resultados revelaram que o experimento de lodo e gordura com adição de catalisador HZSM-5 a 475°C apresentou o maior rendimento (14,73% m/m) em PLO. Quanto aos rendimentos para biocarvões e gases não condensáveis, os melhores resultados foram verificados para o experimento de lodo e gordura com adição de HZSM-5 a 425°C. Dessa forma, os resultados indicam viabilidade na produção de biocombustíveis a partir do craqueamento desses materiais.

Palavras-chave: Craqueamento térmico-catalítico. Lodo de esgoto. Gordura residual. Bio-óleo. Biocarvão.

Abstract

The present work investigated the thermal-catalytic cracking process of sewage sludge and residual fat. The experiments were carried out in a semi-pilot unit with the objective of producing Liquid Organic Product (PLO) using HZSM-5 as a catalyst. The influence of the catalyst was evaluated at temperatures of 425 °C, 450 °C and 475 °C at 5% (w / w) through the performance and quality of PLOs through the variables: acidity index, density, kinematic viscosity and analysis compositional by GC-MS. The results revealed that the sludge and fat experiment with the addition of HZSM-5 catalyst at 475 °C showed the highest yield (14.73% w / w) in PLO. Regarding the yields for biochars and non-condensable gases, the best results were verified for the sludge and fat experiment with the addition of HZSM-5 at 425 °C. Thus, the results indicate feasibility in the production of biofuels from the cracking of these materials.

Keywords: Thermal-catalytic cracking. Sewage sludge. Residual fat. Bio-oil. Biochar.

¹ Universidade Federal do Pará - Belém - Pará - Brasil.

² Instituto Militar de Engenharia do Exército - IME - Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil.

* **Autora correspondente:** fernanda.assuncao.itec@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, a estratégia de economia circular da gestão das águas residuárias postula a busca de novas formas e estratégias de reutilização de resíduos oriundos do sistema de tratamento de esgoto, como o lodo de esgoto gerado em estações e as gorduras presentes em caixas retentoras de gordura. Entre elas, o tratamento térmico é uma das abordagens mais promissoras (ALMEIDA, 2016; PEREIRA, 2019; WANG et al., 2020).

Os despejos inadequados desses efluentes contendo esses materiais resultam em bloqueios nos sistemas de drenagem, causando uma redução do seu desempenho e a capacidade de transporte ao longo do tempo, além de causar também entupimentos nas tubulações, odores desagradáveis e corrosão das linhas de esgoto devido às reações anaeróbicas. Dessa forma, esses resíduos precisam ser removidos e encaminhados a um destino que não venha causar impactos ao meio ambiente (GODOY, 2013; WANG et al., 2013).

As tecnologias mais utilizadas entre os tratamentos térmicos para a reutilização desses materiais são combustão, gaseificação, pirólise (craqueamento térmico), liquefação, torrefação, carbonização hidrotérmica e digestão anaeróbica, entre outros (UEMURA et al., 2015; ATIENZAMARTÍNEZ et al., 2017; ZENG et al., 2017; SCHWITALLA et al., 2018) que podem converter o lodo de esgoto e a gordura residual em matéria-prima com valor agregado (FAN et al., 2017; REGKOUZAS & DIAMADOPOULOS, 2019).

Entre as rotas termoquímicas mencionadas, a pirólise (craqueamento térmico) ganhou uma atenção significativa por sua capacidade de aperfeiçoar o processo de conversão e maximizar o rendimento do produto por meio de vários tipos de reatores (ZHANG et al., 2017; ABDUL AZIZ et al., 2012). Esse método envolve a quebra de materiais à base de carbono em fragmentos menores por aquecimento em uma atmosfera anó-

xica a 400-800°C, produzindo biochar, bio-óleo e biogás (ARAZO et al., 2017; WEI et al., 2018). O óleo pirolítico obtido ou bio-óleo é um líquido de alta densidade que pode ser utilizado em biorrefinarias para compor misturas de gasolinas e diesel (MABROUKI et al., 2016).

A transformação termoquímica de materiais à base de lipídios, a exemplo da gordura residual, para a produção de combustíveis de materiais renováveis, pode ser realizado por craqueamento térmico de óleos vegetais, incluindo soja, palma e mamona (LIMA et al., 2004), sementes oleosas, como linhaça (KOCKAR et al., 2004), resíduo de azeite (UZUN et al., 2007) ou por craqueamento térmico-catalítico de óleos vegetais como soja (LIMA et al., 2004; BUZETZKI et al., 2011), óleo residual de soja (PRADO et al., 2009), palma (MOTA et al., 2014), bem como compostos de ácidos graxos (STORCK et al., 1998).

Na maioria desses estudos, tem sido utilizado como catalisador o HZSM-5 (LIMA et al., 2004; TIAN et al., 2008; OOI et al., 2004), que é considerado um tipo de peneira molecular pelo fato de reter moléculas grandes de materiais que tem particulados porosos, além de possuir seletividade na reação de compostos de moléculas grandes. Bem como metais de transição com suporte em alumina —NiMo /- Al₂O₃— (MARIADASSOU, 1993), catalisador REY (Rare Earth) (ONAY et al., 2004), MCM - 41 / ZSM - 5 (TWAIQ, 2004), os silicatos de alumínio, tais como H - mordenita, HY, sílica, argila com suporte em alumínio (AL - PILC) e composto de sílica - alumina (OOI et al., 2004).

No entanto, a aplicação da zeólita HZSM-5 como catalisador na quebra catalítica de biomassa até o momento não havia sido usado na transformação termoquímica do blend composto por óleos e gorduras e lodo de esgoto. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo investigar sistematicamente a produção e qualidade do bio-óleo (PLO) a partir do craqueamento térmico-catalí-

tico do lodo de esgoto com gordura residual das caixas retentoras de gordura, em escala semipiloto, visando orientar quanto às possibilidades de reaproveitamento desses materiais

2 Metodologia

2.1 Coleta e preparação das amostras

O lodo de esgoto foi obtido de um reator UASB (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente) da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Vila da Barca, e a gordura residual foi coletada das caixas retentoras de gordura do sistema de tratamento de esgoto do Restaurante Universitário da Universidade Federal do Pará, ambos localizados na Região Metropolitana de Belém/PA-Brasil. As amostras foram submetidas aos seguintes processos de preparação: 1) Lodo - secagem térmica em estufa com circulação de ar (SOC. FABBE. Ltda, MOD.170) a 100°C por um período de 72 horas, atingindo um teor de umidade de aproximadamente 7% com posterior moagem (desagregamento) em moinho de bolas (WORK INDEK, CIMAQ modelo M.B. 12X); 2) Gordura residual - tratamento térmico (aquecimento variando de 70 a 100° C) para liquefazê-la seguida de separação da água e peneiramento

(peneira de 10 Mesh) para remoção de sólidos grosseiros. O catalisador utilizado no processo,

HZSM-5, foi calcinado em forno mufla (ZEZIMAQ - GP CIENTÍFICA), durante duas horas, com uma taxa de aquecimento de 5°C/min, a temperatura de 550°C.

2.2 Processos de Craqueamento térmico-catalítico

A unidade de craqueamento semipiloto foi montada sobre uma estrutura móvel, que é constituída por um reator de aço inoxidável (AISI 304) com geometria tubular e capacidade volumétrica de 2 litros, inserido em uma manta térmica acoplada na resistência circular e com controle digital de temperatura. Na unidade foram realizados 3 experimentos com o uso do catalisador HZSM-5 e comparados com Pereira (2019) que, em seu estudo, realizou experimento de craqueamento térmico do lodo e gordura residual de caixas retentoras de frigorífico na escala laboratorial em reator de leito fixo. As condições operacionais e os parâmetros de processo do experimento podem ser observados na Tabela 1, que foi baseada nos estudos de (PEREIRA, 2019; LANGUER, 2015; ALMEIDA, 2016).

Tabela 1 - Condições Operacionais do Processo

Experimentos	Matéria-prima (%)	Tipo de craqueamento/ Temperatura (°C)	Catalisador (%)
1	Lodo (60%) + Gordura (40%)	Térmico - Catalítico/425	HZSM-5 (5%)
2	Lodo (60%) + Gordura (40%)	Térmico - Catalítico/450	HZSM-5 (5%)
3	Lodo (60%) + Gordura (40%)	Térmico - Catalítico/475	HZSM-5 (5%)
PEREIRA (2019)	Lodo (60%) + Gordura (40%)	Térmico/450	----

Como os produtos líquidos condensáveis obtidos nos experimentos de craqueamento térmico e térmico-catalítico em escala semipiloto formaram fases diferenciadas (oleosa e aquosa), foi necessário submetê-los ao pro-

cesso de separação por meio de decantação; a fase oleosa foi submetida a lavagem por três vezes, com 30 ml de água destilada, à temperatura de 50 °C, visando à remoção de resíduo do catalisador.

2.3 Rendimentos dos produtos obtidos

Os rendimentos dos produtos obtidos nos experimentos de craqueamento foram calculados utilizando as Eq. 1, 2 e 3 de rendimento:

$$\text{Rendimento do PLO (\%)} = \frac{M_{PLO}}{M_{mp}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{Rendimento do Coque (\%)} = \frac{M_{coque}}{M_{mp}} \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{Rendimento do Gas (\%)} = \left(1 - \frac{M_{PLO}}{M_{mp}} - \frac{M_{coque}}{M_{mp}}\right) \times 100\% \quad (3)$$

Onde:

M_{PLO} - Massa do Produto Líquido Orgânico (bio-óleo - fase oleosa, aquosa);

M_{mp} - Massa do lodo +gordura ou massa do lodo;

M_{coque} - Massa de coque (biocarvão).

2.4 Caracterizações do produto líquido orgânico (PLO) obtido no experimento

2.4.1 Índice de acidez, densidade absoluta e viscosidade cinemática.

O índice de acidez do PLO (fase oleosa) foi determinado pelo método titulométrico, utilizando-se uma solução alcoólica de KOH (0,2 N) e uma solução indicadora de fenolftaleína (1% em álcool etílico 95%). Esse método é uma adaptação do método oficial AOCS Ca 5-40. A análise da densidade absoluta do PLO foi determinada segundo a metodologia oficial da ABNT NBR 7148, a qual estabelece a massa por unidade de volume da amostra contida em um picnômetro calibrado numa determinada temperatura, a qual pode ser feita diretamente sobre as amostras de teste (líquidos à temperatura ambiente). Quanto à viscosidade cinemática, foi determinada segun-

do a norma ASTM D 445 (2012). O procedimento experimental foi realizado em um viscosímetro Cannon-Fenske (SCHOTT GERATE, Modelo N° 520 23). Essa análise foi conduzida no equipamento utilizando um banho termostático na temperatura de 40 °C.

2.4.2 Cromatografia gasosa acoplada ao espectro de massas (GC-MS)

A identificação dos componentes químicos presentes nas amostras oleosas foi realizada por Cromatografia Gasosa acoplada Espectrometria de Massa (CG-MS). Esse método de análise consiste na volatilização da amostra e no seu transporte por meio de um gás de arraste (fase móvel) por meio de uma coluna cromatográfica, onde ocorre a separação. A análise dos componentes presentes foi realizada no equipamento Agilent Technologies – Modelo CG-7890B acoplado ao Espectrômetro de Massas modelo MS5977A, coluna capilar de sílica fundida SLBTM-5ms (30m x 0,25mm x 0,25um).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Rendimentos dos produtos obtidos no processo

Os parâmetros operacionais e a distribuição dos rendimentos dos produtos obtidos dos experimentos de craqueamento em escala semipiloto são apresentados na Tabela 2 em comparação aos estudos realizados por PEREIRA (2019), que trabalhou a uma temperatura de 450°C no processo de craqueamento térmico de lodo e gordura residual na escala de bancada e obteve resultados para o biocarvão, PLO total, PLO fase oleosa, PLO fase aquosa e gás 163 de 39,97%, 46,17%, 38,69%, 7,48% e 13,86%, respectivamente.

Tabela 2 – Distribuição dos produtos resultados dos experimentos (% em massa).

Experimentos	Parâmetros Operacionais				Rendimentos dos produtos obtidos				
	T _c (°C)	T _{ic} (°C)	t _{ic} (min)	t _{tc} (min)	Biocarvão (%)	PLO _T (%)	PLO _{FO} (%)	PLO _{FA} (%)	Gás (%)
1	425	228	30	65	38,73	28,4	12,27	16,13	32,9
2	450	226	20	65	45,11	24,66	11,30	13,36	30,23
3	475	220	18	68	40,67	29,16	14,73	14,43	30,17
PEREIRA (2019)	450	140	32	80	68,68	22,65	6,02	16,63	8,67

Legenda*: TC – Temperatura de craqueamento; TIC – Temperatura inicial de craqueamento; telC Tempo inicial de craqueamento; teTC –Tempo total de craqueamento; PLO_T – Produto líquido orgânico total; PLO_{FO} – Produto líquido orgânico fase oleosa; PLO_{FA} – Produto líquido orgânico fase aquosa.

Observando os resultados descritos na Tabela 2, pode-se constatar que durante o processo experimental houve a formação de quatro produtos: (1) PLO em fase oleosa (bio-óleo); (2) PLO em fase aquosa; (3) biocarvão e (4) gases não condensáveis.

O efeito da temperatura de craqueamento tem grande influência na distribuição dos produtos do lodo de esgoto e gordura residual. Comparando os valores com os obtidos por Pereira (2019), que teve maior rendimento para o PLO, os resultados desse estudo mostraram que os produtos das reações apresentaram os melhores rendimentos para a produção de biocarvão, com valor médio de 41,5%. Em relação aos PLO's da fase oleosa obtidos, o melhor resultado foi constatado no experimento 3, atingindo um rendimento máximo de 14,73% em massa à temperatura de 475°C; consequentemente reduzindo o rendimento do biocarvão, que ficou em 40,67%. A formação da fase oleosa se deve principalmente à desvolatilização da matéria orgânica no lodo de esgoto, que foi promovida pela elevação da temperatura (acima de 500°C), pois havia mais energia disponível para quebrar as fortes ligações orgânicas —essa é a principal razão para o aumento inicial do rendimento da fase oleosa, que é devido ao aumento da temperatura, provocando a queda no rendimento do óleo abaixo da temperatura ideal, ocorrendo então as reações secundárias, como o craqueamento térmico dos compostos voláteis (descarbonilação). O craqueamento térmico é uma reação endotérmica e foi comprovada a sua eficiência em temperaturas superiores a aproximadamente 500° ou 550°C (XIE et al., 2014).

Pode-se observar que o pré-tratamento realizado em ambas as matérias-primas (lodo de esgoto e gordura residual) não foi completamente eficiente para remover toda a água do material residual, pois o teor de umidade ainda é representativo para os experimentos 1 e 3, que obtiveram rendimentos de fase aquosa de 16,63 e 14,43%, respectivamente. O gás variou entre 32,9% em massa, usando o catalisador HZSM-5 e 30,17%, para os experimentos 1 e 3, respectivamente. O seu rendimento foi calculado pela diferença entre a massa total da matéria-prima, do rendimento do produto sólido e do rendimento do produto líquido, enquanto o teor total de água foi calculado com base no rendimento das frações aquosas e oleosas. O rendimento de carvão e fração oleosa mostra uma correlação negativa com a temperatura de pirólise, porque a reação de decomposição é mais ativa em temperaturas mais altas. Isso contribui para a quebra de grandes compostos orgânicos em moléculas menores, o que resulta em aumento da produção de gás e água (LIU et al., 2015; WANG et al., 2020; XU et al., 2013).

3.2 Caracterizações do PLO (fase oleosa) obtido no processo

3.2.1 Índice de acidez, densidade absoluta e viscosidade cinemática do PLO (fase oleosa)

A Fig. 1 apresenta os resultados das análises de índice de acidez, densidade absoluta e viscosidade cinemática das alíquotas de PLO na fase oleosa obtidos no processo. O valor médio do índice de acidez dos experimentos usando o catalisador

HZSM-5 ficou em 95,62 mg KHO.g⁻¹, enquanto para Pereira (2019) o valor do experimento térmico de lodo e gordura ficou 209 em 65,70 mg KOH/g. Esses valores elevados para o índice de acidez podem ser justificados devido à presença de ácidos graxos na gordura residual, também constatada por Almeida et al. (2016) e De Oliveira (2019), que caracterizaram a mesma a gordura residual utilizada neste estudo e encontraram valores para o índice de acidez de 72,73 e 135,07 KHO. g⁻¹ nas amostras testadas, respectivamente. Valores semelhantes a este estudo foram obtidos por Santos et al. (2010), que realizaram experimentos de craqueamento térmico a 350 e 400°C de sebo bovino e apresentaram como resultado um PLO com valor de acidez de 87,07 mg KOH.g⁻¹; Prado & Antoniosi Filho (2009), em seus experimentos de craqueamento térmico-catalítico de óleo de soja, obtiveram valores de índices de acidez entre 44,6 e 90,8 mg KOH.g⁻¹.

Em relação à densidade analisada, os valores médios para as amostras da fase oleosa foram de 0,85 g/cm³, também influenciada pela presença da gordura residual, que é normalmente menos densa que o lodo de esgoto. Esses valores estão consonantes com Pereira (2019), que em seus experimentos de craqueamento térmico-catalítico usando lodo + gordura residual e o catalisador Na₂CO₃ (carbonato de cálcio) obteve valores entre 0,92 e 0,96g/cm³, Almeida et al. (2016), em seus experimentos de craqueamento térmico-catalítico usando a gordura residual e 5% de lama vermelha como catalisador, também obtiveram valores para densidade entre 0,85 e 0,95 g/cm³, e De Oliveira (2019), em seus estudos de craqueamento térmico-catalítico com gordura residual e 5,10, e 15% de lama vermelha como catalisador, obteve valores de densidade entre 0,80 e 0,85 g/cm³.

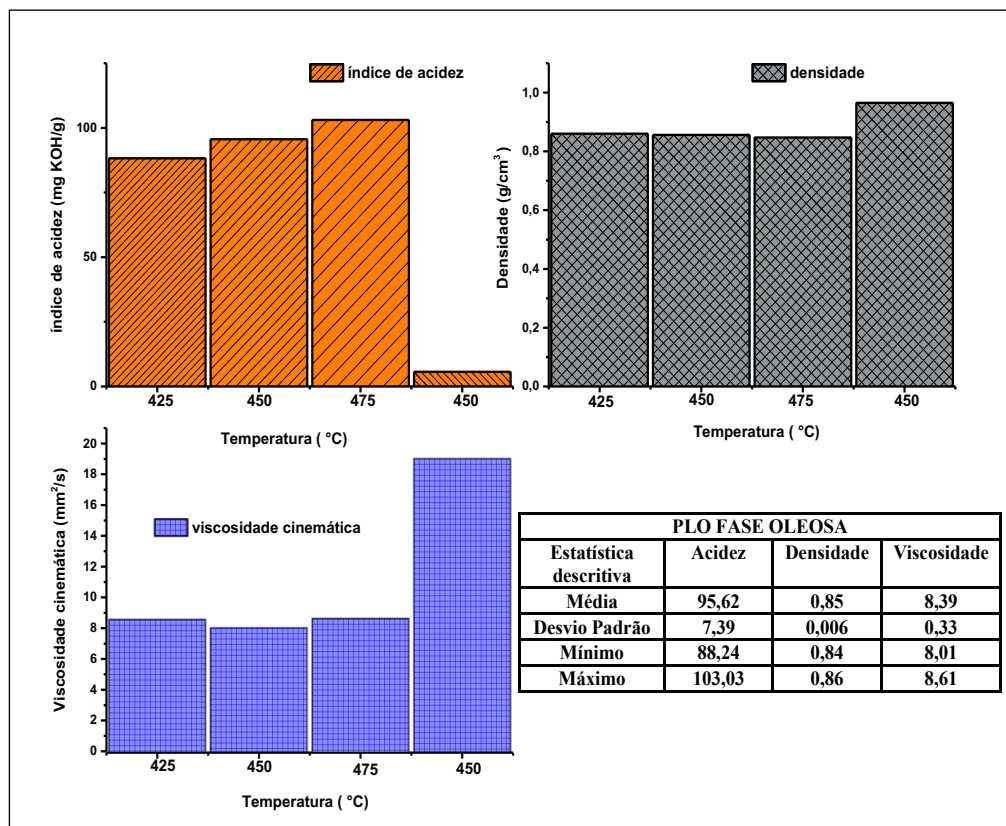


Figura 1 – Índice de acidez, densidade absoluta e viscosidade cinemática das alíquotas de PLO (fase oleosa) dos experimentos.

Para a viscosidade cinemática foi encontrado valor médio de 8,39 mm²/s, valor semelhante ao de Pereira (2019), que realizou processo de craqueamento do lodo de esgoto a 440°C e teve como resultado um valor de viscosidade de 9,33 mm²/s.

Na Tabela 3 estão descritos os resultados para as análises cromatográficas realizadas, que foram

identificados grupos funcionais presentes como (hidrocarbonetos, compostos oxigenados, nitrogenados e organoclorados), bem como as porcentagens em área dos picos observados. Como critério para a escolha do melhor resultado para a aplicação de biocombustíveis, foi selecionado o valor da soma dos percentuais de área de hidrocarbonetos na composição dos PLO's (SASSINE, 2002).

Tabela 3 - Quantificação de compostos por GC-MS dos PLO's (fase oleosa) obtidos

Composição (%)	EXP1	EXP2	EXP3	PEREIRA (2019)
Parafina	47,27	45,93	34,66	49,70
Olefina	14,61	13,57	10,13	20,31
Olefina Cíclica	-	-	-	-
Monoaromático	-	-	3,64	-
Poliaromático	-	-	-	-
Total de Hidrocarbonetos	61,88	59,5	48,43	70,01
Álcool	4,88	2,26	4,78	12,73
Aldeído	9,27	9,02	7,13	-
Ácido Carboxílico	1,3	0,3	9,0	-
Cetona	-	-	-	0,57
Éster	5,32	-	-	-
Éster metílico de ácido graxo	-	-	6,41	1,22
Total de Compostos Oxigenados	20,77	11,58	27,32	14,52
Compostos Nitrogenados	17,28	28,91	26,63	15,48
Compostos Organoclorados	-	-	-	-
Outros	-	-	-	-

Os valores médios do percentual de área dos hidrocarbonetos para os experimentos de acordo com as inferências de estatística descritiva (Fig. 2) foram de 56,60%. Em relação à subdivisão dos hidrocarbonetos compoendo as amostras de PLOs formadas, foram observados valores máximos que alcançaram: 47,27 % de parafinas e 14,61% de olefinas no PLO Fase Oleosa para o Exp. 1; 20,11% de monoaromáticos. Os resultados demonstram que os produtos oleosos do craqueamento térmico-catalítico do lodo e gordura +HZSM-5 podem conter em sua composição concentrações elevadas de compostos aromáticos, condição já verificada nos produtos oleosos, de acordo com a literatura de referência (PEREIRA, 2019; 254 LANGUER, 2015; ALMEIDA, 2016).

Compostos aromáticos em concentrações elevadas são indiferentes às propriedades dos biocombustíveis, tendo os seus limites estabelecidos pela Agência Nacional de Petróleo, Gases naturais e Combustíveis (ANP), por meio da Resolução nº. 40 de 25 de outubro de 2013. No entanto, deve-se considerar a importância da sua aplicação em vários setores da indústria, a exemplo da farmácia, alimentícia, química, entre outros, servindo como matéria-prima na fabricação de diversos produtos (NOVAIS & ANTUNES, 2016; BETTIN, S. M. & FRANCO, 2001).

Em relação aos compostos oxigenados, os valores médios dos experimentos térmico-catalíticos ficaram em 19,89%, representados por álcoois (11,92 %), aldeídos (25,42 %) e ácidos carboxíli-

cos (10,6%). A formação de ácidos carboxílicos é devida, de acordo com Pereira (2019), à presença de 6-Ácido octadecanóico e o 9-Ácido octadecanóico, podendo ter sido causada, também,

pela adição de material graxo (gordura) usado como matéria-prima, junto com o lodo, além do uso do catalisador ácido HZSM-5, similar ao resultado da autora que obteve valor de 14,52%.

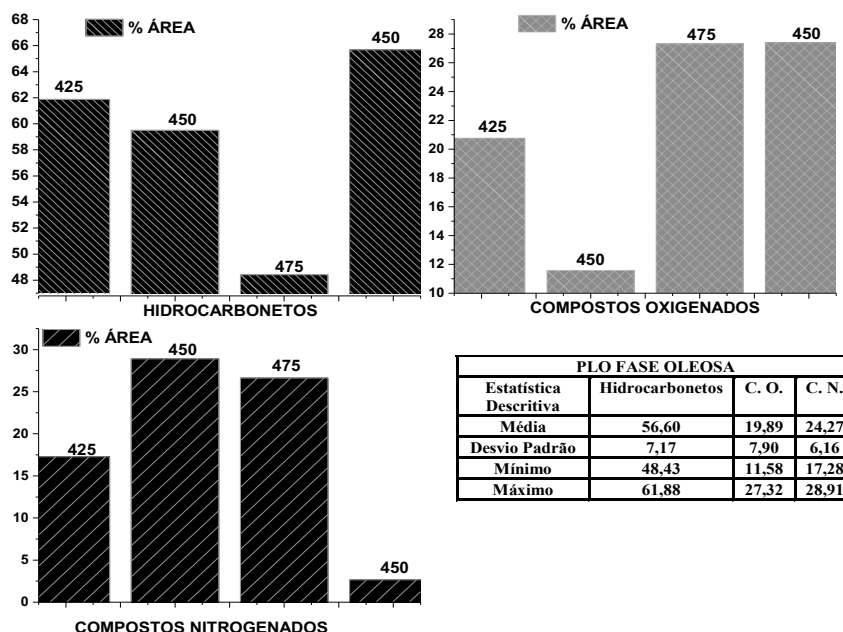


Figura 2 - Análise composicional, por grupo formado, das amostras de PLOs obtidos nos experimentos.
Legenda *: PLO: Produto Líquido Orgânico; C.O: Composto Oxigenado; C.N: Composto Nitrogenado.

Quanto ao valor médio de compostos nitrogenados dos experimentos térmico-catalíticos, esses ficaram em 24,27%. Essas amostras forneceram uma variedade de compostos nitrogenados, que ficou em 49%. Para Veras et al. (2015), esses compostos são oriundos da proteína, que é uma das principais substâncias que compõem o lodo de esgoto, enquanto as amidas são provavelmente derivadas dos produtos da pirólise de quitina e amino-açúcares (VERAS et al., 2015; CAO et al., 2010).

4 CONCLUSÕES

Com base nas avaliações feitas no trabalho, concluiu-se que:

O blend (mistura) de lodo de esgoto e gordura residual, com a adição do catalisador HZSM-5, mostrou-se como matéria-prima viável para o aproveitamento por meio de craqueamento térmico-catalítico, e eficiente para a redução da massa desses rejeitos de tratamentos de esgoto com a possibilidade de utilização desse material para fins energéticos, o que irá contribuir para a preservação do meio ambiente e da saúde humana.

A análise composicional dos PLOs obtidos nos experimentos permitiu concluir que a presença considerável de hidrocarbonetos nos PLOs obtidos poderá ser aproveitada na produção de biocombustíveis; porém recomenda-se o melhoramento desses produtos com o conhecido upgrade em bio-óleo para viabilizar sua aplicabilidade.

É importante destacar que a partir desses materiais sem valor comercial agregado, e com processos e operações relativamente simples, foi possível a obtenção de biocombustíveis de boa qualidade, que podem ser misturados aos derivados de petróleo.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Almeida HS; **Metodologia:** Assunção FPA; Machado NT; Souza IN; **Investigação:** Assunção FPA; Machado NT; **Co-orientação:** Borges LEP; **Análise formal:** Assunção FPA; Machado NT; **Supervisão e orientação:** Almeida HS; **Redação do rascunho original:** Assunção FPA; **Dados de curadoria:** Almeida HS; Recursos: Borges LEP

6 AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer e dedicar esta pesquisa em memória ao Professor Doutor Hélio da Silva Almeida, que lecionava na Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental da Engenharia/UFPa. Sua alegria, dedicação, inteligência, honestidade, seriedade e bondade serão sempre lembradas.

7 REFERÊNCIAS

ABDUL, S.M., WAHI, R., NGAINI, Z., HAMDAN, S. Bio-oils from microwave pyrolysis of agricultural wastes. **Fuel Process. Technol.**, 106 (2013), pp.744-750. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.10.011>

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E COMBUSTÍVEL - ANP. Resolução Nº 40, de 25 de outubro de 2013. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2013.

ALMEIDA, S. H; CORRÊA, O.A; EID, J.G; RIBEIRO, H.J; CASTRO, D.A.R; PEREIRA, M.S; PEREIRA, L.M; ANDRADE MÂNCIO, A; SANTOS, M.C; DA SILVA SOUZA, J.A; BORGES, L. E.P; MENDONÇA, N.M ; MACHADO, N.T. Production of biofuels by thermal catalytic cracking of scum from grease traps in pilot scale. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, March 2016, Vol.118, pp.20-33. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.12.019>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7148: Petróleo e derivados de petróleo**. Determinação da massa

específica, densidade relativa e °API — Método do densímetro. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS - ASTM D445-12, **Standard test method for kinematic viscosity of transparent and opaque liquids (and calculation of dynamic viscosity)**, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2012.

ARAZO, R.O., GENUINO, D.A.D., DE LUNA, M.D.G., CAPAREDA, S.C. Bio-oil production from dry sewage sludge by fast pyrolysis in an electrically-heated fluidized bed reactor, **Sustain. Environ. Res.**, 27 (2017), pp. 7-14. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.11.010>

ATIENZA-MARTÍNEZ, M., RUBIO, I., FONTS, I., CEAMANOS, J., GEA, G. Effect of torrefaction on the catalytic post-treatment of sewage sludge pyrolysis vapors using γ - Al_2O_3 , **Chem. Eng. J.**, 308 (2017), pp. 264-274. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.042>.

AOCS. 2009. **Official Methods and Recommended Practices of the American Oil Chemists' Society**. Champaign.

BETTIN, S. M. & FRANCO, D. Wagner. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) 331 em aguardentes. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, Campinas, 25(2): 234-238, abr.-jun. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0101-20612005000200008>

BUZETZKI, E., SIDOROVÁ, K., CVENGROSOVÁ, Z., CVENGROS, J. Effects of oil type 334 on products obtained by cracking of oils and fats, **Fuel Process. Technol.** 92. (2011) 2041– 335 2047. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.06.005>

CAO, X.; HARRIS, W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. **Biores. Technol.**, v.101, n.14, p.5222-5228, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.052>

DE OLIVEIRA, R. M. **Craqueamento termo catalítico de resíduos sólidos de caixas de gordura utilizando como catalisador a lama vermelha ativada**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia). Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará. Belém, 2019.

GODOY, L. C. **A logística na destinação do lodo de esgoto**. **Revista Científica On-line Tecnologia, Gestão e Humanismo**. Faculdade de Tecnologia de Guaratinguetá, São Paulo:Revista v.2, n.1, nov. 2013.

ROCHA FILHO, G.N., BRODZKI, D., DJÉGA-MARIADASSOU, G., Formation of alkanes, alkylcycloalkanes and alkylbenzenes during the catalytic hydrocracking of vegetable oils. **Fuel** 72 (4) (1993) 543–549. [https://doi.org/10.1016/0016-2361\(93\)90114-H](https://doi.org/10.1016/0016-2361(93)90114-H).

LIU, J., FU, J., NING, X., SUN, S., WANG, Y., XIE, W., HUANG, S., ZHONG, S. An experimental and thermodynamic equilibrium investigation of the Pb, Zn, Cr, Cu, Mn and Ni partitioning during sewage sludge incineration. **J. Environ. Sci. (China)**, 35 (2015), pp. 43-5. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.01.027>

- LIU, G., SONG, H., WU, J. Thermogravimetric study and kinetic analysis of dried industrial sludge pyrolysis, **Waste Manag.** **41** (2015) 128–133. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.042>
- LIMA, D. G., SOARES, V. C.D., RIBEIRO, E.B., CARVALHO, D.A., CARDOSO, E. C.V., RAISSI, F. C., MUNDIM, K.C., RUBIM, J. C., SUAREZ, P.A.Z. Diesel-like fuel obtained by pyrolysis of vegetable oils, **J. Anal. Appl. Pyrolysis** **71** (2) (2004) 987–996. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2003.12.008>
- MOTA, S.A.P., MANCIO, A.A., LHAMAS, D.E.L., DE ABREU, D.H., DA SILVA, M.S., DOS SANTOS, W.G., DE CASTRO D.A.R., DE OLIVEIRA, R.M., ARAÚJO, M.E., BORGES, L.E.P., MACHADO, N.T. Production of green diesel by thermal catalytic cracking of crude palm oil (*Elaeis guineensis* Jacq) in a pilot plant, **J. Anal. Appl. Pyrolysis** (2014) 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.06.011>
- NOVAIS, V. D. L. & ANTUNES, M. T. **Vivá: química: volume 3: ensino médio**. – Curitiba: Positivo, 2016.
- OOI, Y.S., ZAKARIA, R., MOHAMED, A., BHATIA, S. Catalytic Conversion of Palm Oil Based Fatty Acid Mixture to Liquid Fuel. **Biomass and Bioenergy**. 2004; 27:477–484. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.03.003>
- ONAY, O., KOCKAR, O.M., 2004. Fixed-bed Pyrolysis of Rapeseed (*Brassica napus* L.). **Biomass Bioenergy** **26** (3), 289–299. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00123-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00123-5)
- PEREIRA, M. S. **Estudo do Processo de Craqueamento Termocatalítico de Polímeros (Polietileno, Polipropileno e Poliestireno) para Produção de Combustível**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará. Instituto de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia, Belém, 2016.
- PEREIRA, L. M. **Estudo do processo de craqueamento de lodo de esgoto, em diferentes escalas, visando alternativas de aproveitamento**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Pará. Instituto de tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia. Belém, 2019.
- PRADO, C.M.R., ANTONIOSI FILHO, N.R. Production and characterization of the biofuels obtained by thermal cracking and thermal catalytic cracking of vegetable oils, **J. Anal. Appl. Pyrolysis** **86** (2009) 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2009.08.005>
- SANTOS, A. L. F.; MARTINS, D. U.; IHA, O. K. et al. Agro-industrial residues as low-price feedstock for diesel-like fuel production by thermal cracking. **Bioresour. Technol.** n. 101, p. 6157 – 6162, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.100>
- SCHWITALLA, D., REINMÖLLER, M., FORMAN, C., WOLFERSDORF, C., GOOTZ, M., BAI, J., GUHL, S., NEUROTH, M., MEYER, B. Ash and slag properties for co-gasification of sewage sludge and coal: An experimentally validated modeling approach. **Fuel Process. Technol.**, 175 (2018), pp. 1–9, <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.02.026>.
- STORCK, S., BRETINGER, H., MAIER, W.F. Characterization of micro- and mesoporous solids by physisorption methods and pore-size analysis, **Appl. Catal. A: Gen.** **174** (1998) 137 – 146. [https://doi.org/10.1016/S0926-860X\(98\)00164-1](https://doi.org/10.1016/S0926-860X(98)00164-1)
- TIAN, H., LI, C., YANG, C., SHAN, H. Alternative processing technology for converting vegetable oils and animal fats to clean fuels and light olefins, **Chin. J. Chem. Eng.** **16** (3) (2008) 394–400. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(08\)60095-6](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(08)60095-6)
- TWAIQ, FAROUQ, A. A., MOHAMAD, A. R., BHATIA, S. “Performance of composite catalysts in palm oil cracking for the production of liquid fuels and chemicals”. **Fuel Processing Technology**, Vol. 85, Nº 11, 2004, 1283–1300. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2003.08.003>
- UEMURA, Y., MATSUMOTO, R., SAADON, S., MATSUMURA, Y. A study on torrefaction of laminaria japonica. **Fuel Process. Technol.**, 138 (2015), pp. 133–138, <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.05.016>.
- UZUN, B.B., PÜTÜN, E., PÜTÜN, E.A. Composition of products obtained via fast pyrolysis of olive-oil residue: effect of pyrolysis temperature, **J. Anal. Appl. Pyrolysis** **79** (1–2) (2007) 15–147. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2006.12.005>
- VERAS, T.S., IATA, R., NERIS, J.C e PACHECO FILHO, J.G.A. Estudo dos compostos nitrogenados e oxigenados obtidos a partir da pirólise térmica do lodo de esgoto anaeróbio coletados na ETE-Mangueira. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Química (COBEQ), XX., 2014. Anais eletrônico, Florianópolis- Santa Catarina. **Anais...**
- WANG, S., GUO, Z., CAI, Q., GUO, L. Catalytic conversion of carboxylic acids in bio-oil for liquid hydrocarbons production. **Biomass Bioenergy**, **45** (2012), pp. 138–143. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.05.023>.
- WANG, S., PERSSON, H., YANG, W., JONSSON, P. Pyrolysis study of hydrothermal carbonization-treated digested sewage sludge using a Py-GC/MS and a bench-scale pyrolyzer. **Rev. Fuel.** **262** (2020) 116335. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116335>.
- WEI, F., CAO, J.P., ZHAO, X.Y., REN, J., GU, B., WEI, X.Y. Formation of aromatics and removal of nitrogen in catalytic fast pyrolysis of sewage sludge: a study of sewage sludge and model amino acids. **Fuel**, 218 (2018), pp. 148–154, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.01.025>.
- XIE, Q.L. , PENG, P. LIU, S.Y., MIN, M., CHENG, Y.L., WAN, Y.Q., LI, Y., LIN, X.Y., LIU, Y.H., CHEN, P., RUAN, R. Fast microwave-assisted catalytic pyrolysis of sewage sludge for bio-oil 439 production, **Bioresour. Technol.** **172** (2014) 162–168. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.006>
- XU, J.; JIANG, J.; ZHANG, T.; DAI, W. Biofuel Production from Catalytic Cracking of Triglyceride Materials Followed by an Esterification Reaction in a Scale-up Reaction. **Energy Fuels** v.27, p. 255–261, 2013. <https://doi.org/10.1021/ef3018173>

O uso da metodologia do Plano de Segurança da Água como ferramenta para o cumprimento de metas da atualização do Marco Legal do Saneamento em Sistemas de Abastecimento de Água

The use of the Water Safety Plan methodology as a tool to meet the goals of updating the Sanitation Legal Framework in Water Supply Systems

• **Data de entrada:**
08/11/2022

• **Data de aprovação:**
26/12/2022

Lorena Olinda Degasperri Rocha^{1*} | Priscilla Basilio Cardoso Barros Trindade² |
Edumar Ramos Cabral Coelho¹ | Ângela Di Bernado Dantas³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.063>

ORCID ID

Rocha LOD  <https://orcid.org/0000-0001-7102-581X>

Trindade PBCB  <https://orcid.org/0000-0002-4043-9822>

Coelho ERC  <https://orcid.org/0000-0002-9220-5737>

Dantas AB  <https://orcid.org/0000-0003-3144-3130>

Resumo

O Sistema de Abastecimento de Água da Vila do Riacho - ES teve mudanças na sua gestão, o que trouxe grandes desafios, principalmente pelo desconhecimento de seu funcionamento. Com o intuito de solucionar esse problema, foi utilizada a metodologia do Plano de Segurança da Água (PSA) visando ao atendimento das metas do Marco do Saneamento atualizado (Lei nº 14.026/2020). O PSA utiliza etapas de avaliação do sistema e da operação com o objetivo de conhecer melhor os processos, identificar e priorizar os perigos e riscos, visando indicar medidas de controle e garantir a segurança da água para a população atendida. Ao todo, foram detectados 89 riscos; dentre eles, 44 foram classificados como risco catastrófico, muito alto e alto. Após identificação e proposta de medidas de controle, no final do primeiro ano de gestão, foi possível reduzir 75% desses riscos, para os níveis baixo e médio, apenas com mudanças na operação.

Palavras-chave: Plano de segurança da água. Gestão de riscos. Água segura.

Abstract

The Water Supply System of Vila do Riacho - ES had changes in its management, which brought great challenges, mainly due to the lack of knowledge of its operation. In order to solve this problem, the Water Safety Plan (PSA) methodology was used to meet the goals of the updated Sanitation Framework (Law No. 14,026/2020). The PSA uses system and operation evaluation stages with the objective of better understanding the processes, identifying and prioritizing hazards and risks, aiming to indicate control measures and guarantee water safety for the popula-

¹ Universidade Federal do Espírito Santo - Vitória - Espírito Santo - Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo - Vitória - Espírito Santo - Brasil.

³ Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos - São Carlos - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** lorenalodr@gmail.com.

tion served. In all, 89 risks were detected, among which 44 were classified as catastrophic, very high and high risk. After identification and proposal of control measures, at the end of the first year of management, it was possible to reduce 75% of these risks, to the low and medium levels, just with changes in the operation.

Keywords: Water safety plan. Risk management. Safe water.

1 INTRODUÇÃO

Durante muito tempo, a qualidade da água esteve associada aos aspectos estéticos e sensoriais, tais como cor, sabor e odor. Somente no final do século XIX e início do século XX a qualidade da água tornou-se questão de interesse para a saúde pública. Hoje, para a Organização Mundial da Saúde (OMS), todas as pessoas, em quaisquer estágios de desenvolvimento e condições socioeconômicas, devem ter acesso à água potável e segura. A água segura, nesse contexto, é uma oferta de água que não representa um risco significativo à saúde, com quantidade suficiente para atender a todas as necessidades domésticas, que estão disponíveis continuamente e tenham um custo acessível (WHO, 2017).

Todavia, monitorar e manter a segurança da água em todo o sistema de abastecimento até o consumidor final é algo desafiador, dado que desde a captação até o usuário, existem várias situações que podem configurar-se como vulneráveis e passíveis de contaminação da água (KUMPEL et al., 2018). De acordo com o último relatório da OMS e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), no mundo, cerca de três em cada dez pessoas não possuem acesso à água potável e disponível em casa; como resultado, todos os anos 361 mil crianças com menos de cinco anos morrem devido a doenças diarreicas (WHO & UNICEF, 2017).

Dentre os principais motivos para a falta do fornecimento da água potável e segura, estão os métodos convencionais de gerenciamento dos

riscos da qualidade da água potável. Estes tendem a ser corretivos e se concentram principalmente em garantir apenas que a água potável atenda aos padrões da legislação vigente, a partir de monitoramentos laboratoriais da qualidade da água produzida e distribuída, com resultados demorados e de baixa capacidade para o alerta rápido à população. Assim, em casos de contaminação, não garantem a efetiva segurança da água para consumo humano, ou seja, são métodos baseados no tratamento e na correção da falha após sua ocorrência (PETERS, 2018).

Com o intuito de mudar esse cenário, a OMS introduziu formalmente os Planos de Segurança da Água (PSA) como uma abordagem efetiva de gerenciamento para garantir que a água potável esteja realmente segura. Pois o PSA, segundo a OMS, é uma ferramenta mais eficaz se comparada às abordagens convencionais, por cercar-se de todo o sistema de água, desde a captação até o consumidor, com o objetivo de evitar a contaminação em cada estágio por meio de avaliações e gestão dos riscos, atuando de forma preventiva (WHO, 2017).

No Brasil, os fundamentos legais para o desenvolvimento do PSA estão regulamentados na Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021. Essa portaria aponta a necessidade de o responsável pelo sistema ou pela solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano manter avaliação sistemática do sistema, com atenção à qualidade da água distribuída e aos riscos à saúde, cabendo à Autoridade de Saúde

Pública exigir dos responsáveis por SAA e SAC a elaboração e a implementação de PSA, conforme a metodologia e o conteúdo preconizados pela OMS ou definidos em diretrizes do Ministério da Saúde, para fins de gestão preventiva de risco à saúde (BRASIL, 2021).

Para a implantação do PSA, leva-se em consideração o conhecimento do funcionamento do sistema de abastecimento de água e as práticas adequadas de gestão da qualidade da água potável. Essa metodologia baseia-se na estratégia de barreiras múltiplas e conceitos básicos de tratamento de água, análise de perigo, pontos críticos de controle e na abordagem sistêmica de gestão, propondo três etapas principais: avaliação do sistema, monitoramento do sistema e implantação de planos de gestão (WHO, 2017).

Portanto, a metodologia de avaliação de risco proposta nas diretrizes da OMS (WHO, 2017 e BRASIL 2021) é de grande valia para as empresas de saneamento, principalmente diante do marco do saneamento, a Lei nº 14.026 (BRASIL, 2020), o qual revê regras que visam fomentar investimentos privados, estimulando a livre concorrência e a sustentabilidade econômica dos serviços. Entre as principais mudanças estruturais no modelo de prestação dos serviços está a obrigatoriedade de licitação para novas contratações das empresas de saneamento e o estabelecimento de metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e de melhoria dos

processos de tratamento (BRASIL, 2020). Assim, com a implantação da metodologia do PSA, nos sistemas de abastecimento de água, é possível estabelecer as metas necessárias para a melhoria dos sistemas utilizando uma abordagem assertiva e preventiva, garantindo o cumprimento da Lei nº 14.026/2020 e a segurança da água distribuída.

2 OBJETIVO

O objetivo desta pesquisa foi utilizar as etapas de avaliação do sistema e monitoramento operacional da metodologia do Plano de Segurança da Água no sistema de abastecimento de água Vila do Riacho, de modo a avaliar o sistema, identificar e priorizar os perigos e riscos existentes, sob a perspectiva de risco à saúde, visando indicar medidas de controle para eliminá-los ou reduzi-los a níveis aceitáveis e garantir a segurança da água para a população atendida, com vistas ao cumprimento das metas de melhoria dos processos de tratamento do Marco Legal do Saneamento atualizado (Lei nº 14.026/2020).

3 METODOLOGIA

Para o cumprimento dos objetivos da pesquisa foram desenvolvidas as etapas iniciais do PSA, abrangendo a preparação, descrição e avaliação do sistema e o monitoramento operacional, conforme apresentado na Fig. 1.

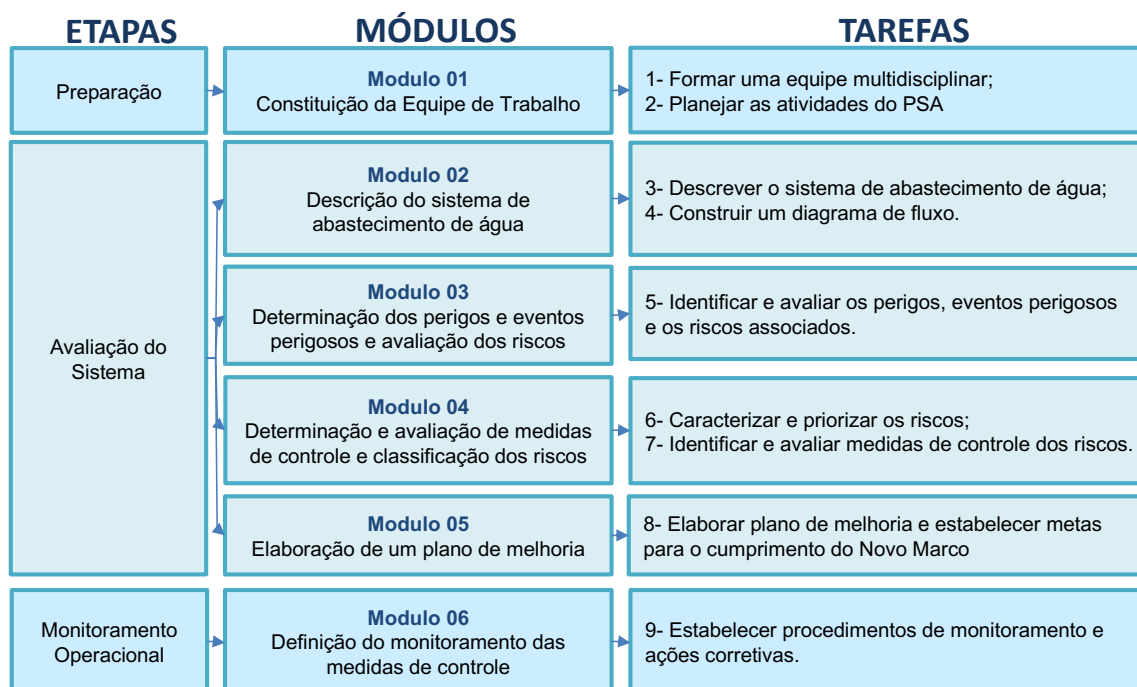


Figura 1 – Apresentação dos módulos abordados nesta pesquisa

Fonte: Elaborado pelo autor; adaptado de Vieira, 2013; WHO 2017

3.1 Etapa inicial: preparação

Essa etapa envolveu a formação de uma equipe técnica multidisciplinar, identificada como equipe PSA. A equipe foi indicada pela companhia de saneamento e ficou responsável por realizar o levantamento, planejamento, desenvolvimento e aplicação do PSA no sistema estudado. Após a constituição da equipe de trabalho e consequente apropriação dos conceitos e metodologias inerentes ao tema, foi realizada uma reunião de planejamento das atividades a serem desenvolvidas. Definiu-se um cronograma de trabalho, destacando as principais atividades necessárias à elaboração e aplicação da metodologia do PSA, de acordo com a realidade e capacidade de trabalho da equipe e da instituição.

3.2 Etapa 01 - avaliação do sistema

A avaliação do sistema ocorreu a partir do diagnóstico detalhado de todo o sistema de abaste-

cimento de água, e teve por objetivo verificar se o sistema teria condições de garantir o tratamento e o fornecimento de água. Essa etapa foi composta por quatro fases: descrição do sistema de abastecimento de água, construção e validação do diagrama de fluxo; identificação e análise de perigos potenciais e caracterização de riscos; identificação e avaliação das medidas de controle e elaboração de um plano de melhoria para os riscos considerados altos e muito altos.

A seleção e adequação do método de identificação dos perigos e avaliação de risco levou em consideração a metodologia proposta pela OMS nos *Guidelines for Drinking-Water Quality*, que trata da temática, desde 2004 até os dias atuais (WHO, 2017), na norma ISO 31000 de Gestão de Risco (ABNT, 2018), bem como as diretrizes do Ministério da Saúde (BRASIL, 2012). Para o cumprimento desta etapa, o levantamento das informações foi crucial para identificação e caracterização dos riscos. Os dados foram obtidos por meio das informações levantadas por meio

de históricos fornecidos pelo SAAE (responsável anterior), pela Companhia de Saneamento (atual responsável), de pesquisas acadêmicas, projetos desenvolvidos na área de estudo, dados hidráulicos do SAA, dados do IBGE e Google Earth. Após a descrição do sistema, elaborou-se o diagrama de fluxo do sistema, abordando detalhadamente todo o sistema de abastecimento de água. Para o desenvolvimento dos fluxogramas, utilizou-se o programa *Lucidchart*.

A partir do diagrama de fluxo e do inventário do SAA, a equipe do PSA iniciou o estudo para a identificação dos perigos e eventos perigosos. Observou-se cada etapa do diagrama de fluxo do processo, o que poderia falhar no ponto analisado do sistema de fornecimento de água; ou seja, que perigos ou eventos perigosos poderiam ocorrer. Para isso, realizaram-se visitas constantes à ETA, avaliação hidráulica de cada etapa do tratamento, análise dos documentos existentes do SAA, avaliação de acontecimentos na região e informações do passado por meio de entrevistas não estruturadas, baseando-se como princípios na informação e conhecimentos dos serviços de abastecimento de água sobre aspectos particulares do sistema de tratamento.

Na etapa de identificação dos perigos e eventos perigosos, avaliou-se cada componente da microbacia, da captação, do tratamento de água, da reservação e da rede de distribuição, visando um número maior de perigos e eventos perigosos. Para auxiliar no reconhecimento dos perigos, utilizou-se um *checklist* com diversos exemplos de possíveis passíveis que possam ocorrer em um sistema de abastecimento, bem como perguntas-chave, de modo a nortear a equipe. Esse *checklist* foi elaborado considerando várias experiências de autores que fizeram ou realizam o PSA (WHO (2017), Brasil (2012), Peters (2018), Braga (2015) e Dantas (2021)).

Outro ponto importante da metodologia de identificação dos riscos foi a inserção das macrocausas envolvidas na ocorrência dos eventos perigosos utilizando a metodologia de causa-raiz, com o objetivo de conhecer a origem dos eventos perigosos, de modo a propor medidas de controle mais assertivas ao sistema. As macrocausas são divididas em quatro categorias: ambiente externo (contemplam os fatores externos ao SAA, como exemplo a qualidade da água bruta); infraestrutura do SAA; operação (pessoal); controles e procedimentos operacionais em prática no SAA (DANTAS, 2021). Para facilitar a organização dos pontos identificados, desenvolveu-se uma planilha no *software Excel* denominada “Identificação dos Perigos”. Após a identificação dos perigos potenciais e suas fontes, o risco associado a cada perigo ou evento perigoso foi comparado, de modo que as prioridades de gerenciamento de risco pudessem ser estabelecidas. O risco associado a cada perigo ou evento perigoso foi descrito, por meio da identificação da probabilidade de ocorrência e avaliação da gravidade das consequências se o perigo ocorrer. O objetivo nessa etapa foi distinguir entre perigos ou eventos perigosos importantes e menos importantes.

Os riscos encontrados foram classificados segundo o efeito produzido por eles, na capacidade que o sistema tem de fornecer água segura, ou seja, considerou-se seu possível efeito na saúde pública, bem como os efeitos organolépticos, a continuidade e a suficiência do abastecimento, e o funcionamento do serviço de abastecimento de água. Nessa pesquisa utilizou-se a Matriz Semiquantitativa de Priorização de Risco (VIEIRA & MORAIS, 2005), que atribui valores numéricos às probabilidades de ocorrência (Quadro 1) e severidade das consequências (Quadro 2), de forma que seu cruzamento (multiplicação) resulte em uma pontuação, o qual classifica o risco nas categorias: catastrófico, muito alto, alto, médio e baixo (Quadro 3).

Quadro 1 - Escala de Probabilidade de Ocorrência

Probabilidade de Ocorrência	Descrição	Peso
Quase Certa	Quase certo que ocorra 1 vez por dia	5
Muito provável	Provavelmente ocorra 1 vez por semana	4
Provável	Provavelmente ocorra 1 vez por mês	3
Pouco provável	Pode ocorrer 1 vez por ano	2
Rara	Pode ocorrer em situações excepcionais (1 vez a cada 2 anos ou mais)	1

Fonte: Adaptado de Peters, 2018

Quadro 2 - Escala de Severidade de Consequência

Severidade das Consequências	Descrição	Peso
Catastrófica	Afeta a maioria da população ou o funcionamento total do sistema	5
Grande	Afeta grande parte da população ou parte do funcionamento do sistema	4
Moderada	Não afeta a população, mas o impacto no sistema não é grave	3
Pequena	Não afeta a população e o impacto no sistema é pequeno	2
Insignificante	Não afeta a população e impacto no sistema é indetectável	1

Fonte: Adaptado de Peters, 2018

Quadro 3 - Matriz semiquantitativa de Priorização de Risco

Probabilidade de Ocorrência	Severidade de Consequências				
	Insignificante	Pequena	Moderada	Grande	Catastrófica
Quase certa	5	10	15	20	25
Muito provável	4	8	12	16	20
Provável	3	6	9	12	15
Pouco provável	2	4	6	8	10
Rara	1	2	3	4	5

Legenda: Análise de risco

Muito Alto > 16: risco extremo e não-tolerável; necessidade de adoção imediata de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, em médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Alto - 12 a 15: risco alto e não tolerável; necessidade de adoção de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, em médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Médio - 6 a 10: risco moderado; necessidade de adoção de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, em médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Baixo < 5: risco baixo, tolerável, sendo controlável por meio de procedimentos de rotina, não constituindo prioridade.

Fonte: Adaptado de WHO, 2017 e Brasil, 2012

Todos os riscos encontrados foram documentados, incluindo os eventos que apresentaram o risco baixo. Isso porque se evita, dessa forma, esquecer-se ou ignorá-los, e permite que o serviço de abastecimento de água documente sua atuação diligentemente em caso de incidente. Para compilação dos resultados, elaborou-se uma planilha no *software Excel* denominada “Caracterização dos riscos e priorização dos eventos perigosos”, para cada evento perigoso identificado, formando assim um pequeno histórico dos perigos encontrados em cada componente do sistema de água.

Após a classificação, foi avaliado se os riscos considerados significativos (catastróficos, muito altos e altos) detinham medidas de controle, bem como a sua eficácia para o controle do risco, ou seja, se essa medida de controle conseguiria evitar, reduzir ou eliminar o perigo a um nível aceitável. Após a avaliação, os riscos foram reavaliados e reclassificados. Nessa etapa criou-se a planilha no *software Excel* nomeada de “Medidas de Controle”. Para os riscos significativos, nos quais a medida de controle não se fazia eficaz, foi desenvolvido então um plano de melhoria.

No plano de melhoria foi elaborado um cronograma de atividades, no *software Excel*, com o intuito de eliminar ou reduzir o perigo, definindo os responsáveis por cada atividade, uma estimativa de tempo possível para execução e os recursos necessários. O plano de melhoria destacou os perigos cujo risco necessita de ação que requer investimentos e estudos mais específicos, de modo a auxiliar o prestador de serviços nas tomadas de decisões e assim conduzi-lo no planejamento das metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento, que são solicitadas pelo Marco Regulatório do Saneamento.

3.3 Etapa 02 - monitoramento operacional

Após a avaliação das medidas de controle, buscou-se definir estratégias para acompanhar os riscos significativos, de forma a garantir que falhas sejam prontamente detectadas, iniciando a etapa do monitoramento operacional. Desenvolveu-se nessa etapa uma planilha no *software Excel*, denominada “Monitoramento Operacional”, onde foram estabelecidos pontos vulneráveis a serem monitorados, bem como o estabelecimento de limites críticos e as ações que devem ser tomadas caso necessário.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos dados levantados, foi possível descrever o estado atual em que se encontrava o Sistema de Abastecimento de Água (SAA) de Vila do Riacho, desde o manancial até a distribuição, sendo considerado como o inventário do SAA. A Descrição trouxe informações suficientes para

determinar os pontos vulneráveis, os eventos perigosos, os tipos de perigos importantes, avaliar as medidas de controle existentes e propor medidas mais efetivas para o sistema.

O SAA avaliado nessa pesquisa foi o sistema de abastecimento de água de Vila do Riacho, localizado em Aracruz, no Estado do Espírito Santo. Esse sistema era gerenciado pelo SAAE de Aracruz e, em agosto de 2020, passou a ser administrado pela Companhia de Saneamento do Estado. A escolha desse sistema foi devida às condições de risco que se apresentavam no momento, análises laboratoriais com presença de metais pesados, pH muito baixo e rejeição da água pela população, que reclama da qualidade e da intermitência no abastecimento. Era necessário diagnosticar as causas para esses problemas de qualidade, de forma a nortear a Companhia indicando os principais obstáculos que necessitariam ser resolvidos, além de mostrar as metas que poderiam ser estabelecidas para o cumprimento da Lei nº 14.026/2020.

4.1 Descrição do sistema de abastecimento de água, construção e validação do diagrama de fluxo

Nessa etapa, foi realizada a descrição fiel do estado atual em que se encontrava o Sistema de Abastecimento de Água (SAA) de Vila do Riacho, desde o manancial até a distribuição, com o objetivo de conhecer detalhadamente o processo de produção. Após a avaliação validou-se o diagrama do fluxo, indicando todo o caminho percorrido pela água desde o manancial até a distribuição, os insumos adicionados e os resíduos gerados (Fig. 2).

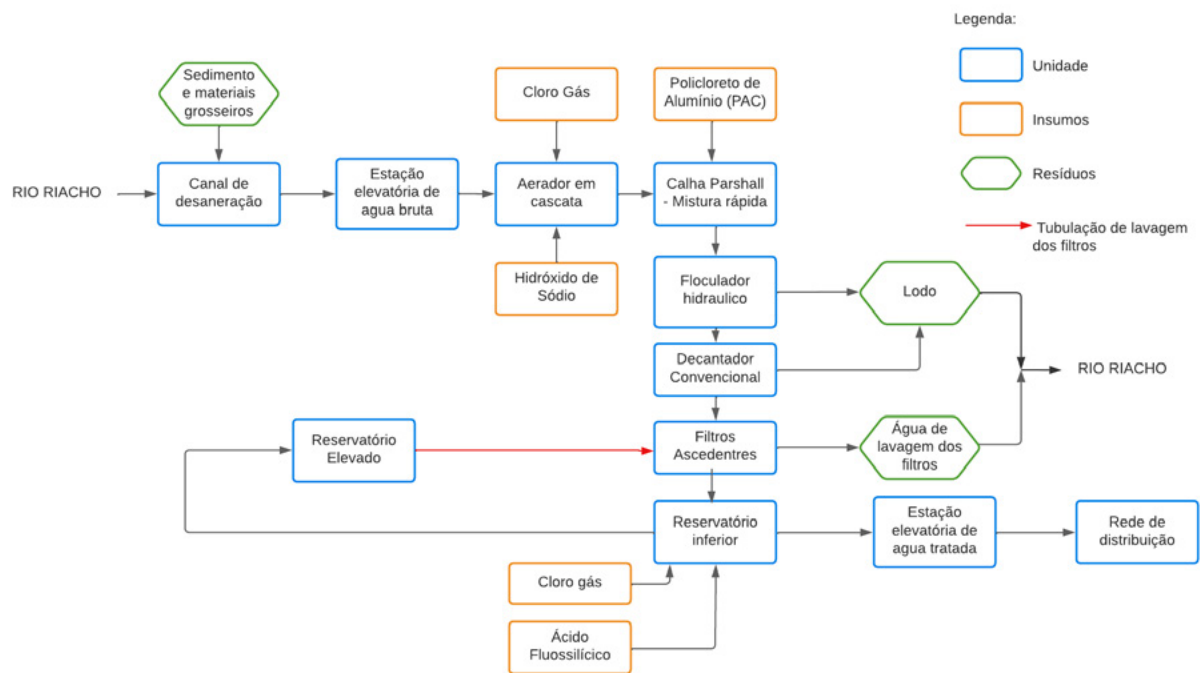


Figura 2 - Diagrama de fluxo do Sistema Vila do Riacho.

Fonte: elaborado pelo autor, 2022

4.2 Identificação e análise de perigos potenciais e caracterização de riscos

na etapa de identificação dos eventos perigos, levou-se em consideração a experiência de cada membro da equipe e seu conhecimento sobre o sistema, além de visitas *in loco* para avaliação da

microbacia e de todos os processos do sistema de abastecimento até a distribuição. Em cada etapa foi desenvolvida uma planilha no *software Excel* denominada “Identificação dos Perigos”, conforme apresentado no Quadro 4, onde constam os eventos perigosos identificados na microbacia do Rio Riacho.

Quadro 4 - Planilha de Identificação dos Eventos Perigosos do Componente Microbacia

Identificação dos Riscos						
Evento Perigoso	Macrocausas				Perigo	Justificativa
	A	I	O	P		
Há mudanças repentinas de cor e turbidez na água bruta, quando se produzem variações climáticas e sazonais devido às chuvas.	x				Físico, químico e microbiológico	Comprometimento da qualidade da água, desabastecimento, rejeição e patogênicos
Presença de substâncias químicas resultantes da constituição geológica do solo (alumino, ferro e manganês).	x				Físico e químico	Comprometimento da qualidade da água, contaminação química, desabastecimento e rejeição
Transposição de Bacia Hidrográfica por meio do Canal Caboclo Bernardo	x				Físico, químico e microbiológico	Contaminação química e presença de patogênicos

Nota: Macrocausas: A - Ambiente externo, I - Infraestrutura, O - Operação, P - Controles e procedimentos operacionais em prática no SAA Fonte: Elaborado pelo autor, 2022

Os pontos mais importantes a serem destacados na identificação dos perigos e eventos perigosos foram as características peculiares do manancial, pois, devido à presença do solo tiomórfico na região (onde o pH da água do Rio chega a 3,0), o manancial apresenta concentração de metais (ferro, manganês e alumínio) acima do limite permitido pela Portaria GM/MS Nº 888/21 do Ministério da Saúde, principalmente o alumínio, que contém concentrações altas e constantes ao longo do ano. Isso norteou a equipe a identificar os pontos que precisariam ser alterados no tratamento de forma a reduzir os metais a níveis abaixo do limite determinado na Portaria do Ministério da Saúde.

Foi observada a falta do controle na dosagem dos produtos químicos usados. A ETA funcionava sem alteração na dosagem, independentemente da qualidade da água, e o coagulante era diluído sem critério. A dosagem era realizada com bomba dosadora, porém não havia bomba reserva nem outro ponto alternativo de dosagem. Assim, caso a bomba apresentasse problemas,

a ETA precisaria ser paralisada, o que causaria o desabastecimento, pois a reservação do sistema não é suficiente para abastecer a população em sua totalidade. Outro ponto identificado foram os filtros da ETA; estes são ascendentes e não possuíam qualquer tipo de cobertura para evitar a entrada de patógenos na água. Além disso, os operadores não controlavam a qualidade da água dos filtros.

Apesar do conhecimento da presença do alumínio na água bruta, não havia controle do parâmetro na estação, pelos resultados analíticos apresentados no Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PM-QACH), desenvolvido pela Renova (Fig. 3), observou-se que a concentração de alumínio total no rio e na saída da ETA apresentou, em 94,4% dos 18 (dezoito) resultados obtidos, concentrações muito elevadas em relação ao limite estabelecido na Portaria GM/MS n. 888/2021 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2021).

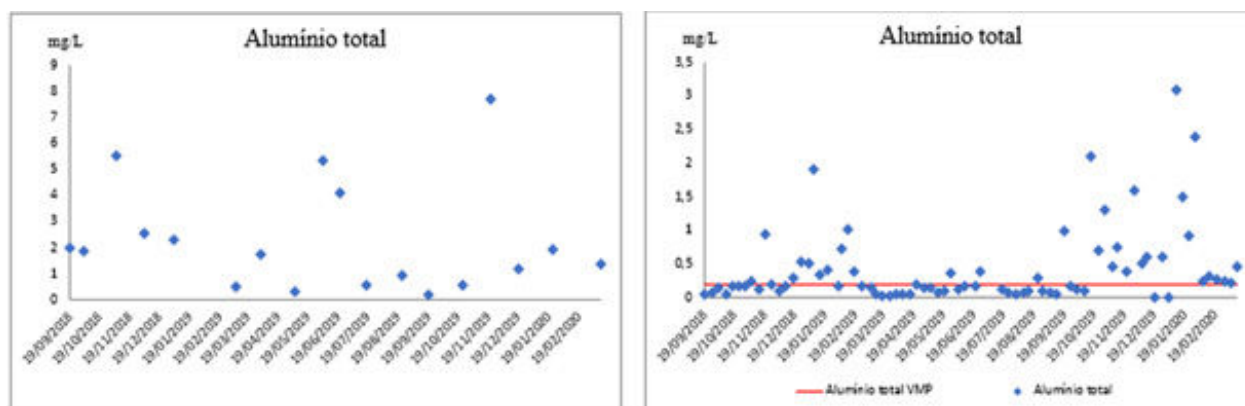


Figura 3 - Monitoramento de alumínio total (mg/L) na água bruta e água tratada da ETA Vila do Riacho

Gráfico A: Monitoramento de alumínio total (mg/L) na água bruta

Gráfico B: Monitoramento de alumínio total (mg/L) na água tratada

Fonte: Fundação Renova, 2021

Além da avaliação dos processos de tratamento, a equipe definiu outros componentes considerados importantes a serem avaliados, que de al-

guma forma prejudicavam a segurança da água, como: a operação, o laboratório, a estrutura física e a rejeição populacional. Destaca-se, nesse

ponto, a precariedade da estrutura da casa de química, do laboratório e a falta de controle da calibração dos equipamentos analíticos.

A caracterização dos riscos foi realizada utilizando uma metodologia de priorização de riscos, baseada no bom senso e no conhecimento das características do sistema. Para avaliar o risco associado a cada evento perigoso, foi definida a probabilidade de ocorrência do mesmo e a severidade das consequências para a saúde da popu-

lação e/ou funcionamento do sistema, de forma que se possa ter a possibilidade de reduzir ou eliminar o impacto que esse risco possa vir a causar à saúde da população. Para compilação dos resultados, elaborou-se uma planilha no software Excel denominada “Caracterização dos riscos e priorização dos eventos perigosos”, para cada evento perigoso identificado, formando assim um pequeno histórico dos perigos encontrados em cada componente do sistema de água, conforme apresentado no Quadro 5.

Quadro 5 - Planilha de caracterização dos riscos e priorização dos eventos perigosos

Caracterização e Priorização dos Eventos Perigosos									
Risco			Macrocausas			Caracterização			
Componente	Evento Perigoso	Perigo				Probabilidade de Ocorrência	Severidade da Ocorrência	Caracterização do Risco	
			I	O	P	Valor Atribuído	Valor Atribuído	Total	Classificação
DECANTAÇÃO	Intervalo de tempo excessivo entre as operações de limpeza	Microbiológico		x		4	4	16	MUITO ALTO
DECANTAÇÃO	Ausência do monitoramento da qualidade da água (análises laboratoriais)	Microbiológico		x		5	3	15	ALTO
DECANTAÇÃO	Ausência de tratamento do lodo do decantador	Microbiológico	x			4	3	12	ALTO
FILTRAÇÃO	Carreira de filtração excessiva, ultrapassa 60 horas	Microbiológico		x	x	4	3	12	ALTO

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

Ao todo, foram avaliados 89 riscos; destes, 11 foram classificados como risco muito alto, 30 riscos tiveram a classificação de risco alto e 03 riscos foram considerados catastróficos, ou seja, existe 49,43% de chance de a população receber água fora dos padrões de qualidade ou em quantidade insuficiente para atender toda a população abastecida, não atendendo às metas estabelecidas pela Lei nº 14.026/2020. O que chama a atenção é que dos 44 riscos classificados como alto, muito alto e catastróficos apenas 15,9% dos riscos são eventos perigosos que possuem a sua origem em ambientes externos; em contra-

partida, 81,8% desses riscos têm sua origem em eventos operacionais.

4.3 Medidas de controle

Os riscos que foram considerados muito alto e alto passaram pelo processo de avaliação de medidas de controle. Em cada risco avaliado, foi verificado se existia uma medida de controle e se essa era eficaz. Nessa etapa criou-se a planilha no *software Excel* nomeada de “Medidas de Controle”, conforme exemplo apresentado no Quadro 6.

Quadro 6 - Planilha de avaliação das medidas de controle estabelecidas

Medidas de Controle										
Identificação dos Riscos			Medidas de Controle do Risco		Implantação de Novas Medidas de Controle		Reavaliação dos Riscos Após Medida de Controle			
Componente	Evento Perigoso	Classificação Do Risco	A Medida de Controle é Eficiente?		Houve Mudança na Medida de Controle	Medida de Controle Implantada ou Modificada	Houve Mudança na Clarificação do Risco	Motivo	Nova Classificação	Risco Monitorado
			Sim/Não	Justificativa	Sim/Não		Sim/Não		Resultado	Sim/Não
Microbacia	Deposição de resíduos industriais em decorrência do acidente ambiental proveniente do rompimento da barragem de Fundação em 2015	Catastrófico	Não	Não foram identificadas medidas de controle	Sim	Elaboração do plano de Emergência	Não	Esse risco não possui controle operacional, são adotadas medidas emergenciais caso ocorra	Catastrófico	Sim
Microbacia	Fábrica com tanques de produto químico desativada	Catastrófico	Não	Não foram identificadas medidas de controle	Sim	Elaboração do plano de Emergência	Não	Esse risco não possui controle operacional, são adotadas medidas emergenciais caso ocorra	Catastrófico	Sim
Captação Rio	Acesso fácil de animais e pessoas no ponto de captação	Muito alto	Não	não foram identificadas medidas de controle	Sim	Melhoria da cerca ao entorno da captação, melhoria no portão de acesso e colocação de cadeado	Não	Risco estabilizado	Médio	Sim

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

Nessa avaliação, identificou-se que nenhum dos riscos possuía qualquer medida de controle. Por isso, a equipe iniciou a fase de adequação do sistema, a partir dos riscos classificados como muito alto e alto, e que tinham origem (macrocausa) operacional e de controle e procedimentos operacionais, visando reduzir os riscos, propor medidas de controle, estabelecer limites críticos e ações corretivas em cada etapa do sistema. Como, por exemplo, a ETA recebeu o equipamento de *jar test* e os operadores foram treinados para operar adequadamente o sistema, foi instalado um ponto alternativo de dosagem, a bomba dosadora foi substituída e assim não foi mais necessário que o operador diluísse o coagulante. Os filtros ascendentes receberam cobertura, foi

inserida a carta controle para avaliação da eficiência dos equipamentos de bancada, substituição e inserção de equipamentos analíticos, mudança no procedimento de operação, construção do tanque de contenção de produtos químicos, dentre outros.

Para os riscos cuja origem era em “ambientes externos”, entende-se que não há possibilidade de a empresa de controlar a presença do risco, então estes foram monitorados, ou seja, foram adotadas medidas de controle internas para eliminá-los dentro do tratamento. Como exemplo, a presença de metais no solo da região, não há como evitar que os metais cheguem à ETA, por isso o tratamento foi adequado para removê-los dentro do processo de tratamento. Como

exemplo, a remoção do alumínio na água tratada, onde foram realizados testes de tratabilidade para acerto da dosagem do coagulante e controle do pH da água bruta a fim de estabilizá-lo e promover a precipitação do alumínio no decantador. Em relação aos riscos considerados catastróficos, devido a sua gravidade, foram criados planos de emergência para cada item. Após a implantação das medidas de controle e do monitoramento operacional, foi feita a reavaliação dos riscos. Com a implantação das medidas de controle, 83,82% riscos após reavaliados foram classificados como baixo ou médio; estes ainda precisam de atenção, mas as consequências do risco não afetam diretamente a população ou o sistema.

4.4 Plano de melhoria

O plano de melhoria foi desenvolvido em forma de plano de ação como forma de auxiliar os gestores no indicativo de melhorias no processo de tratamento em cumprimento das metas relacionadas à quantidade e qualidade de água da Lei nº 14.026/2020. O Quadro 7 destaca alguns dos riscos que precisam do plano de melhorias para serem reduzidos ou controlados; nesse ponto todos os riscos que precisam de melhoria foram apontados, independentemente da classificação. A reserva insuficiente e problemas na distribuição que trazem intermitência no abastecimento e perdas foram tratados no plano de melhorias conforme Quadro 8.

Quadro 7 - Planilha Plano de Melhorias

Plano de Melhorias						
Componente do Sistema	Evento Perigoso	Medida de Controle (MC) Proposta	Tempo Previsto para o Cumprimento da MC			Responsáveis pela MC
			Curto Prazo	Médio Prazo	Longo Prazo	
Microbacia	Deposição de resíduos industriais em decorrência do acidente ambiental proveniente do rompimento da barragem de Fundão em 2015	Construção do sistema de gradeamento no canal de captação e melhorias no canal de captação de modo a evitar entrada de poluentes no canal	Instalação de um crivo na tubulação	Desenvolvimento do projeto definitivo	Construção do sistema de gradeamento	Operação / Projeto / Direção
Microbacia	Fábrica com tanques de produto químico desativada					
Captação Rio	Inexistência de obstáculos a sólidos grosseiros (gradeamento)					

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

Quadro 8 - Planilha Plano de Melhorias que reduzem perdas e intermitência do abastecimento

Plano de Melhorias						
Componente do Sistema	Evento Perigoso	Medida de Controle (MC) Proposta	Tempo Previsto para o Cumprimento da MC			Responsáveis pela MC
			Curto Prazo	Médio Prazo	Longo Prazo	
Reservação	Reservação insuficiente	Estudo de viabilidade para construção de mais unidades de tratamento ou aumento da reservação/melhoria nas redes de distribuição	Programar pequenas limpezas no período de menor consumo e aumentar a reservação com caixas d'água de 25000 litros	Realizar o estudo	Adequação do sistema conforme estudo	Operação / Projeto / Direção
Operação	Inexistência de unidade secundárias do tratamento, ocasionando paralisação do sistema para limpeza das unidades					
Distribuição	Formação de Biofilme na rede de distribuição	troca de tubulação, criação do plano de descargas periódicas, desinfecção na rede e estudo com produtos para eliminação do problema	Identificação dos trechos de rede com o problema	Orçamento e compra dos materiais	Substituição dos trechos	Distribuição/ Projeto / Direção
Distribuição	Rede construída com material impróprio e precário estado da tubulação	Substituição dos pontos de rede com o material inadequado	Identificação dos trechos de rede com o problema			

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

4.5 Monitoramento operacional

Nessa pesquisa, foram selecionados como prioritários oito pontos de monitoramento, apresentados no Quadro 9.

Quadro 9 - Planilha Monitoramento Operacional

Plano de Melhorias								
Componente do Sistema	Evento Perigoso	Limite Crítico Estabelecido	Plano De Ação					Medida De Correção
			O que Monitorar	Onde	Periodicidade	Como Fazer	Responsável	
Microbacia	Presença de substâncias químicas resultantes da constituição geológica do solo (alumino, ferro e manganês).	Alumínio acima de 0,20	Alumínio na água bruta	Laboratório	A cada duas horas	Análise laboratorial	Operador	Aplicação da pré alcalinização, dificuldade acionar a supervisão
Microbacia	Há mudanças repentinas de cor e turbidez na água bruta, quando se produzem variações climáticas e sazonais devido a chuvas.	Cor acima de 5,0 e turbidez acima de 1,0	Cor e turbidez da água tratada	Laboratório	a cada duas horas	Análise laboratorial	Operador	Adequação do tratamento conforme teste de tratabilidade, dificuldade acionar a supervisão
Microbacia	Presença de criação de gado e cavalo ao longo da microbacia	Turbidez na saída do filtro acima de 0,5	Turbidez água filtrada	Laboratório	A cada duas horas	Análise laboratorial	Operador	Adequação do tratamento conforme teste de tratabilidade e fazer a lavagem do filtro, dificuldade acionar a supervisão

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

O monitoramento do sistema com base em limites estabelecidos pela equipe, de acordo, permitirá determinar se os perigos estão sob controle ou se foram ultrapassados, indicando a ocorrência de um “incidente”. Um “incidente” seria qualquer situação ou desvio em que haja razão para suspeitar que a água a ser fornecida a população pode se tornar insegura, exigindo o estabelecimento de ações corretivas ou mesmo ações urgentes, incluindo a notificação das autoridades locais. Complementando a definição dos parâmetros de monitoramento, nesta fase foram estabelecidos os pontos de amostragem e a frequência de análises em função do perigo associado e o tempo de resposta de uma eventual ação corretiva.

O PSA se mostrou uma importante ferramenta para aumento da qualidade do tratamento de água, redução de perdas de água, não intermitência do abastecimento e aumento da qualidade da água fornecida para a população. O trabalho desenvolvido com o PSA foi inicialmente a identificação dos perigos e eventos perigosos existentes no sistema de abastecimento de água de Vila do Riacho. A partir desse processo foi elaborada uma proposta de medidas de controle e um plano de melhoria e monitoramento para redução dos riscos, de forma a auxiliar a empresa no indicativo de melhorias no processo de tratamento em cumprimento das metas de universalização da atualização do Marco Legal do Saneamento, Lei nº 14.026/2020. Essa Lei trouxe como uma das

metas garantir água tratada a 99% da população brasileira até 2033, além de exigir qualidade na prestação de serviços, redução e controle de perda de água, monitoramento da quantidade e qualidade da água potável. As melhorias no tratamento da água trouxeram também contribuição na redução de perdas da ETA de Vila do Riacho, tendo em vista as melhorias identificadas na rede de distribuição e no processo de tratamento. Assim, o PSA é uma metodologia que pode auxiliar os sistemas de tratamento de água a cumprir a Lei nº 14.026/2020.

5 CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho indicaram que o PSA é uma ferramenta essencial para auxiliar o gestor do sistema de abastecimento de água nas tomadas de decisões para a melhoria, adequação e monitoramento da qualidade e continuidade do abastecimento da água, pois permite conhecer, de forma aprofundada, os problemas que ocorrem ou que podem vir a ocorrer, de modo a identificar perigos, caracterizar riscos, monitorá-los e estabelecer medidas preventivas em curto, médio e longo prazo. Ou seja, é uma ferramenta que proporciona ao gestor planejar e executar assertivamente o dano que esteja trazendo ou possa vir ocasionar ao sistema e principalmente à saúde da população. Assim, a ferramenta do PSA pode ser usada tanto para sistemas construídos como para os que estão sendo projetados, avaliando, nesses casos, os mananciais e adequando o estilo do tratamento aos desafios que podem ser enfrentados de acordo com a característica da região onde será implantada a ETA. Ao todo, foram identificados 89 riscos; dentre eles, 11 riscos foram classificados como risco muito alto, 30 riscos tiveram a classificação de risco alto e 03 riscos foram considerados catastróficos. Após identificação e proposta de medidas de controle, no final do primeiro ano de gestão, reduziu-se 75% dos riscos para

o nível baixo e médio, apenas com mudanças na operação. Os demais riscos seguiram para o plano de melhorias, os quais servem para indicar as metas para atendimento da Lei nº 14.026/2020, por isso o PSA foi capaz de nortear o novo gestor do SAA de Vila do Riacho a identificar os pontos de melhorias, de modo a atingir e estabelecer as metas de qualidade no tratamento de água que secundariamente ajudou na não intermitência do abastecimento e na redução de perdas que o Marco Legal do Saneamento exige.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão de Riscos – Princípios e diretrizes**. NBR ISO 31000. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2018.

BRAGA, R.J.O. **Diretrizes para proposição de Planos de Segurança da Água em Sistemas de Abastecimento Municipais Goianos** 74f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

BRASIL. Sistema Único de Saúde. **Plano de Segurança da Água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS**. Brasil, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021. Altera o anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. 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: 10 jun. 2021.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. **Diário Oficial da União** 2020; 16 jul.. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm >. Acesso em: 13 dez. 2020.

DANTAS A. et al. Experiências na elaboração de Planos de Segurança da Água no Brasil – Visão da Hidrosan Engenharia. **Revista da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais – Arsae-MG**. Vol. 01 – Nº 02 – Julho/Dezembro 2021.

FUNDAÇÃO RENOVA, **Relatório do Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano – PMQACH**. Julho/2021

KUMPEL, E. et al. Measuring the impacts of water safety plans in the Asia-Pacific region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 6, p. 1–18, 2018.

PETERS, E. Eficiência dos Sistemas Individuais de Tratamento de Esgotos Domésticos Implantados na Área Rural do Município de São Ludgero-SC. In: Assembleia Nacional da Assemae, 2018, Cuiabá-MT. **Anais...**

VIEIRA, J. M. P.; MORAIS C. **Planos de Segurança da Água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento**. Ins-

tituto Regulador de Águas e Resíduos e Universidade do Minho. Portugal, 2005.

VIEIRA J. M. P. Plano de Segurança da Água em Mananciais de Abastecimento de Água para Consumo Humano. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: WHO, 2017. 631 p.

WHO & UNICEF. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Geneva: World Health Organization and the United Nations Children's Fund. 2017.

Influência de fatores operacionais na eficiência de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água

Influence of operational factors on the efficiency of a simplified collective alternative water treatment solution

• **Data de entrada:**
30/06/2021

• **Data de aprovação:**
26/12/2022

Whelton Brito dos Santos^{1*} | Thiago Santos de Almeida Lopes¹ | Amanda Laurentino Torquato¹ | Weruska Brasileiro Ferreira² | Vera Lúcia Antunes de Lima¹ | Celia Regina Diniz²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.064>

ORCID ID

Santos WB  <https://orcid.org/0000-0002-2956-8260>
Lopes TSA  <https://orcid.org/0000-0002-0270-6133>
Torquato A  <https://orcid.org/0000-0002-1079-1315>

Ferreira WB  <https://orcid.org/0000-0003-2381-3883>
Lima VLA  <https://orcid.org/0000-0001-7495-6935>
Diniz CR  <https://orcid.org/0000-0003-2905-6764>

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência dos fatores operacionais dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante na eficiência de remoção de turbidez, cor aparente e verdadeira de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z) usando coagulantes orgânico e inorgânico com águas de reservatório da região semiárida do Brasil. A SALTA-z foi adaptada à escala de bancada por equipamento jar test com filtro acoplado. Com o delineamento Box-Behnken associado à metodologia da superfície de resposta, foi possível verificar que a remoção da turbidez foi influenciada principalmente pela dosagem dos coagulantes e pelo tempo de sedimentação, enquanto o agente desinfetante atuou como oxidante, responsável pela remoção de cor aparente e verdadeira. Em relação à performance dos coagulantes, a remoção da turbidez foi mais efetiva ao usar o orgânico enquanto a remoção da cor aparente e verdadeira foi mais eficiente ao usar o coagulante inorgânico.

Palavras-chave: SALTA-z. Coagulante orgânico. Coagulante inorgânico. Saneamento rural. Acesso à água. Delineamento Box-Behnken. Metodologia da superfície de resposta.

Abstract

The objective of this work was to evaluate the influence of operational factors coagulant dosage, sedimentation time and disinfectant dosage on the turbidity removal efficiency, apparent and true color of a simplified collective alternative water treatment solution (SALTA-z) using organic and inorganic coagulants from reservoir waters in the semiarid region of Brazil. The SALTA-z was adapted to bench scale by jar test equipment with coupled filter. With the Box-Behnken design associated with the response surface methodology, it was possible to verify that the removal of turbidity was mainly influenced by the dosage of coagulants and the sedimentation time, while the disinfectant agent acted as an oxidizer, responsible for the removal of apparent and true color. Regarding the performance of the coagulants, the removal of turbidity was more effective when using organic coagulant, while apparent and true color removal was more effective when using inorganic coagulant.

Keywords: SALTA-z. Organic coagulant. Inorganic coagulant. Rural sanitation. Access to water. Box-Behnken design. Response surface methodology.

¹ Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² Universidade Estadual da Paraíba - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** wheltonbrt@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Diversos desafios dificultam a implementação de ações voltadas ao saneamento básico em áreas rurais. O principal deles é o planejamento municipal, que enfoca predominantemente as áreas urbanas, o que acaba por deixar políticas ambientais e setoriais, especialmente na zona rural, sem a devida atenção (FERREIRA et al., 2019). Isso é evidenciado nos dados do último Censo Demográfico (2010), onde consta que cerca de 29% dos domicílios rurais brasileiros não possuem água encanada e 30% não possuem banheiro (IBGE, 2010; SILVA et al., 2019).

Nas regiões Norte e Nordeste, o percentual de domicílios sem água canalizada é ainda maior, chegando a 52 e 44%, respectivamente; nas demais regiões, tal valor é inferior a 15%. Essa diferença também é observada no tocante à quantidade de residências sem instalações hidrossanitárias, onde as regiões Norte e Nordeste apresentam valores superiores a 50%. Isso ressalta, além da precariedade em que vive uma parcela da população rural, as desigualdades no acesso às soluções adequadas de saneamento (IBGE, 2010; SILVA et al., 2019).

Esses fatores motivaram a Fundação Nacional da Saúde (Funasa) a criar o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), cujo objetivo é buscar soluções de saneamento básico mais próximas das diferentes realidades das comunidades rurais brasileiras (ROLAND et al., 2019).

Nesta conjuntura, surge a SALTA-z, uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água desenvolvida pela Funasa, que vem sendo utilizada como ferramenta efetiva na universalização do acesso à água segura em comunidades rurais e/ou difusas. Essa tecnologia propõe a potabilização da água por meio de técnicas convencionais de tratamento, cujo diferencial está no uso de zeólita como meio filtrante, material com capacidade adsorvente e de troca

iônica que vem sendo amplamente utilizado no tratamento de água e esgoto, apresentando alto desempenho na remoção de amônia, metais pesados, substâncias húmicas e corantes (KALLÓ, 2001; WANG; PENG, 2010).

No entanto, a SALTA-z ainda demanda estudos relacionados a operação, manutenção e utilização de produtos químicos, que podem ocasionar riscos à saúde dos usuários, bem como a avaliação da eficiência do tratamento em relação ao atendimento aos padrões de potabilidade por meio de pesquisa científica que ratifique os resultados obtidos pela própria Funasa com os sistemas já instalados em diversas comunidades rurais.

Os operadores do sistema controlam três fatores: a dosagem de coagulante, o tempo de residência ou sedimentação e a dosagem de desinfetante. A manipulação adequada desses parâmetros é essencial para o bom desempenho do sistema e, conseqüentemente, uma água tratada cuja qualidade atenda aos padrões de potabilidade.

Nesse tipo de sistema se deve ter uma atenção especial em relação ao uso de produtos químicos, como os agentes coagulantes. Entre estes, os de origem inorgânica, principalmente aqueles à base de alumínio, são os mais amplamente empregados. No entanto, alguns estudos indicaram que o alumínio residual proveniente desse uso pode ser uma causa importante da doença de Alzheimer, e diminuir a concentração desse residual é importante para garantir a qualidade da água (WANG et al., 2011; XU et al., 2014). O emprego de coagulantes orgânicos, de origem vegetal, a exemplo do coagulante à base de tanino *Acacia mearnsii*, é uma opção frente a essa problemática, por não possuir metais em sua composição.

Uma alternativa para avaliar o desempenho da SALTA-z e otimizar os parâmetros operacionais é a metodologia de superfície de respostas (MSR), que por meio de técnicas matemáticas e estatísticas proporciona a modelagem de processos

que demandam a análise de muitas variáveis e a influência destas na resposta de interesse, gerando resultados mais próximos da resposta desejável (BEZERRA et al., 2008; CALADO; MONTGOMERY, 2003; MONTGOMERY; RUNGER, 2009; TETTEH; RATHILAL; CHOLLOM, 2017).

2 OBJETIVOS

Avaliar a eficiência da SALTA-z, em escala de bancada, com o emprego de coagulante orgânico e inorgânico no tratamento de águas característica do semiárido brasileiro, proveniente do reservatório superficial Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, bem como estudar os efeitos e interações das

variáveis operacionais: dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante para avaliar a remoção dos parâmetros de maior controle no tratamento de água para consumo humano, que são: turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 SALTA-z

A SALTA-z utiliza técnicas convencionais de tratamento de água: coagulação, floculação, decantação, desinfecção e filtração, reunidas em uma estrutura simplificada, conforme ilustrado na Fig. 1.



Figura 1 - Ilustração da SALTA-z em escala real e detalhamento do filtro

Fonte: adaptado de Funasa (2017).

A operação se dá da seguinte forma: a água bruta é recalçada (1) arrastando o coagulante presente no dosador (2) para o reservatório superior (3). Ao chegar no reservatório, a água é distribuída por meio de uma curva instalada para propiciar uma maior dispersão da massa líquida, o que resulta em uma melhor homogeneização entre o coagulante e a água bruta e floculação. Após completar o nível máximo do reservatório, o sistema de recalque é desligado e o processo de sedimentação dos flocos é iniciado. A camada de sedimento (lodo) formada é posteriormente drenada pela tubulação de descarga (4) para o leito de retenção de lodo (5). A descarga é reali-

zada até não ser observada a presença de lodo no efluente. Após o processo de clarificação (coagulação/floculação/decantação), a água é liberada para as etapas de desinfecção e filtração através da tubulação de saída, localizada 10 cm acima do fundo do reservatório para evitar o arraste de sedimentos. A água passa pelo dosador de cloro (6) realizando a desinfecção; por fim, passa pelo filtro (7), produzindo a água tratada (8).

O filtro da SALTA-z (Fig. 1) é composto por areia e zeólita clinoptilolita. Apresenta uma taxa de filtração de 360 m³.m⁻².dia⁻¹ com altura mínima de 1,0 m de zeólita e 0,3 m de camada suporte de areia (FUNASA, 2017).

3.2 Procedimento experimental

Com o intuito de avaliar e otimizar a SALTA-z, foram executados experimentos em escala de bancada, reproduzida por sistema padrão para ensaio de tratabilidade, composto por um equipamento jar test (jarros de dois litros), responsável por simular a etapa de clarificação, e filtro de bancada contendo meio filtrante composto por areia grossa e zeólita do tipo clinoptilolita, para simular a etapa de filtração.

A primeira etapa de tratamento, a clarificação, foi realizada conforme recomendado pelo manual da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades utilizando filtro e dosador desenvolvidos pela Funasa/Superintendência Estadual do Pará (FUNASA, 2017), que estabelece os seguintes critérios para a clarificação em jar test: (i) velocidade de agitação de 100 rpm por 1 minuto para o processo de coagulação; (ii) velocidade de agitação de 50 rpm por 10 minutos para a etapa de floculação; (iii) interrupção da mistura para a etapa de decantação, a fim de promover a sedimentação dos flocos durante os diferentes tempos avaliados pelo planejamento experimental (Tabela 1). Após cada ensaio de clarificação, foi coletado um litro da água decantada de cada jarro, adicionadas diferentes dosagens (Tabela 1) do agente desinfetante (hipoclorito de cálcio) e realizadas, imediatamente, as filtrações, sendo as águas filtradas coletadas e caracterizadas.

A composição do meio filtrante, realizada em filtro de bancada, foi mantida com a proporção do filtro sistema real (1,0 m de zeólita e 0,3 m de areia), preenchendo-o com 6,4 cm de zeólita e 2,0 cm de areia grossa para um diâmetro interno de 19 mm, mantendo-se a mesma taxa de filtração.

A água bruta usada nos testes de tratabilidade foi obtida na estação de tratamento de água de Gravatá (ETA-Gravatá), situada no município de

Queimadas, Paraíba, que trata a água captada do reservatório superficial Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, cujos usos principais estão relacionados à irrigação e abastecimento humano. A água bruta apresentou as seguintes características: turbidez de 2,06 uT, cor aparente de 23,10 uH, cor verdadeira de 14,65 uH, pH 8,0, alcalinidade e dureza de 109,0 e 96,0 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. Todas as determinações analíticas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2012).

Os experimentos foram conduzidos com a aplicação de dois agentes coagulantes para comparação na eficiência do tratamento da água: o sulfato de alumínio (inorgânico) e o Tanfloc (orgânico). A escolha do sulfato de alumínio se deu por ser o agente coagulante mais empregado no tratamento de água. Já o Tanfloc, produto à base de tanino extraído da casca da *Acacia mearnsii*, foi escolhido por apresentar resultados satisfatórios na remoção de cor aparente e turbidez para as águas provenientes do mesmo reservatório utilizado neste estudo (SILVEIRA et al., 2019).

3.3 Metodologia de superfície de resposta

A metodologia da superfície de resposta (MSR), por meio de experimentos em delineamento Box-Behnken (DBB), foi aplicada com o intuito de determinar as condições ótimas de operação da SALTA-z. Os três fatores operacionais estudados foram: dosagem do coagulante (X1); tempo de sedimentação (X2) e dosagem de desinfetante (X3), definidos como variáveis independentes, para investigar a influência que exercem sobre a qualidade da água produzida. A Tabela 1 apresenta os valores codificados e não codificados dos níveis dos fatores selecionados, definidos por meio de ensaios preliminares em laboratório.

Tabela 1 - Fatores e níveis do delineamento Box-Behnken

Fatores (variáveis independentes)	Símbolo	Níveis		
		Inferior	Central	Superior
		-1	0	1
Dosagem do coagulante (mg.L ⁻¹)	X ₁	15	30	45
Tempo de sedimentação (min)	X ₂	10	20	30
Dosagem do desinfetante (mg.L ⁻¹)	X ₃	2	4	6

A partir do DBB, como foram selecionados 3 fatores (dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante) e 3 repetições no ponto central, resultando em 15 ensaios de tratabilidade (Tabelas 2 e 3), realizados em duplicata, o que resultou em 30 testes de tratabilidade para cada um dos experimentos (coagulante inorgânico e orgânico).

As variáveis resposta ou dependentes foram turbidez (Y₁), cor aparente (Y₂) e cor verdadeira (Y₃), expressos em termos de percentual de remoção (%). A relação entre as variáveis independentes e as variáveis respostas foi representada matematicamente por meio de modelos de regressão de segunda ordem. A análise de variância foi aplicada com o intuito de testar a adequação desses modelos. A estimativa das condições operacio-

nais ótimas se deu pela função de desejabilidade, que permite identificar simultaneamente as condições experimentais ideais para todas as variáveis testadas em um planejamento. A análise dos resultados de desejabilidade foi realizada com base na escala de Harrington (RIBARDO; ALLEN, 2003). Para todas as análises, foi utilizado o software Statistica® 10.0 (STATSOFT, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Tabelas 2 e 3 apresentam, para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente, os valores de remoção de turbidez (Y₁), cor aparente (Y₁) e cor verdadeira (Y₃) obtidos para os ensaios de tratabilidade propostos pelo delineamento Box-Behnken.

Tabela 2 - Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante inorgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta

Ensaio	Variáveis independentes						Variáveis dependentes		
	X ₁ (mg.L ⁻¹)	X ₂ (min)	X ₃ (mg.L ⁻¹)	Y ₁ (%)	Y ₂ (%)	Y ₃ (%)	Y ₁ (%)	Y ₂ (%)	Y ₃ (%)
E1	-1	15	-1	10	0	4	75,23 ± 1,61	68,66 ± 0,28	61,86 ± 3,85
E2	1	45	-1	10	0	4	89,78 ± 1,61	75,96 ± 1,09	59,95 ± 1,54
E3	-1	15	1	30	0	4	79,78 ± 0,32	68,18 ± 1,22	66,63 ± 1,73
E4	1	45	1	30	0	4	92,62 ± 1,45	80,39 ± 0,54	67,85 ± 0,00
E5	-1	15	0	20	-1	2	78,18 ± 0,33	60,10 ± 1,49	58,45 ± 2,12
E6	1	45	0	20	-1	2	89,21 ± 1,12	71,44 ± 0,68	63,90 ± 1,35
E7	-1	15	0	20	1	6	71,14 ± 0,00	64,91 ± 0,40	64,72 ± 2,51
E8	1	45	0	20	1	6	88,64 ± 1,61	78,27 ± 1,63	72,07 ± 2,88
E9	0	30	-1	10	-1	2	82,61 ± 1,77	63,66 ± 0,54	55,86 ± 3,08
E10	0	30	1	30	-1	2	84,32 ± 0,96	64,62 ± 0,81	63,49 ± 3,08
E11	0	30	-1	10	1	6	81,71 ± 1,12	67,41 ± 0,95	69,62 ± 4,04
E12	0	30	1	30	1	6	86,37 ± 0,32	75,48 ± 0,95	67,71 ± 2,88
E13	0	30	0	20	0	4	79,77 ± 1,29	70,58 ± 0,54	71,39 ± 1,54
E14	0	30	0	20	0	4	82,96 ± 1,28	71,06 ± 0,13	68,80 ± 1,34
E15	0	30	0	20	0	4	84,21 ± 3,37	71,06 ± 0,95	70,03 ± 2,31

Tabela 3 - Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante orgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta

Ensaio	Variáveis independentes						Variáveis dependentes		
	X_1 (mg.L ⁻¹)	X_2 (min)	X_3 (mg.L ⁻¹)	Y_1 (%)	Y_2 (%)	Y_3 (%)	Y_1 (%)	Y_2 (%)	Y_3 (%)
E1	-1	15	-1	10	0	4	84,97 ± 0,54	58,38 ± 0,36	34,45 ± 0,78
E2	1	45	-1	10	0	4	85,61 ± 1,82	65,73 ± 0,12	50,00 ± 0,00
E3	-1	15	1	30	0	4	85,86 ± 0,00	56,24 ± 0,72	38,34 ± 0,78
E4	1	45	1	30	0	4	93,44 ± 1,27	60,77 ± 0,85	45,42 ± 1,38
E5	-1	15	0	20	-1	2	85,73 ± 0,18	55,56 ± 1,69	45,00 ± 1,97
E6	1	45	0	20	-1	2	94,09 ± 1,09	65,82 ± 0,97	50,56 ± 0,00
E7	-1	15	0	20	1	6	86,25 ± 1,27	63,59 ± 0,96	45,70 ± 2,16
E8	1	45	0	20	1	6	93,58 ± 0,73	68,29 ± 0,37	55,14 ± 0,59
E9	0	30	-1	10	-1	2	92,68 ± 0,54	63,59 ± 1,20	46,25 ± 0,98
E10	0	30	1	30	-1	2	92,67 ± 0,18	59,06 ± 0,85	42,23 ± 2,35
E11	0	30	-1	10	1	6	91,39 ± 0,18	64,70 ± 1,33	49,72 ± 0,40
E12	0	30	1	30	1	6	91,39 ± 0,18	66,84 ± 1,21	49,59 ± 0,59
E13	0	30	0	20	0	4	94,09 ± 1,09	61,63 ± 0,36	49,17 ± 1,57
E14	0	30	0	20	0	4	93,32 ± 1,45	62,91 ± 0,49	51,53 ± 0,98
E15	0	30	0	20	0	4	92,16 ± 0,18	61,46 ± 0,12	50,56 ± 0,90

Foram observadas remoções entre 71,14-93,64% para a turbidez, 59,04-80,77% para cor aparente e 53,68-74,11% para cor verdadeira, para os testes conduzidos com o coagulante inorgânico, e 84,32-94,86% para a turbidez, 54,36-68,55% para cor aparente e 33,89-55,56% para cor verdadeira, nos ensaios com coagulante orgânico.

Sánchez-Martín, González-Velasco e Beltrán-Heredia (2009) obtiveram, em ensaios de coagulação/floculação com aplicação de 10 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio e Tanfloc (coagulante a base de *Acacia mearnsii*), remoções de turbidez de 82 e 97%, respectivamente. Por seu turno, Beltrán-Heredia, Sánchez-Martín e Dávila-Acedo (2011), em ensaios de clarificação com coagulante à base de extrato de tanino de *Acacia mearnsii* de Wild, NH₄Cl e formaldeído, obtiveram remoção de turbidez próxima a 100%.

Ao comparar diversos coagulantes (*Moringa oleifera*, Silvafloc, Tanfloc e sulfato de alumínio) na eficiência de clarificação da água, Sánchez-Martín, González-Velasco e Beltrán-Heredia (2010) observaram que os coagulantes naturais

apresentaram maior desempenho na remoção da turbidez com dosagens de 15 mg.L⁻¹. Bongiovani et al. (2016), com o emprego do Tanfloc, atingiram remoção de turbidez acima de 90% e de 80% para a cor aparente em ensaios de coagulação/floculação. Com a adição da filtração, alcançaram uma eficiência de 99±0,71% para ambos os parâmetros. Machado et al. (2020), com aplicação de coagulante produzido a partir da *Acacia mearnsii* sem o emprego da etapa de cationização (dispensa da reação de Mannich), apresentaram redução de 100% da turbidez e de 89,9% da cor da água. Essas pesquisas corroboram os resultados obtidos neste estudo, além de demonstrarem que os coagulantes orgânicos à base de tanino se apresentam como alternativa à substituição do sulfato de alumínio no tratamento de água.

As Fig. 2 e 3 trazem os gráficos de Pareto para os experimentos conduzidos com os coagulantes inorgânico e orgânico, respectivamente, com significância estatística de cada termo de 5% (p=0,05).

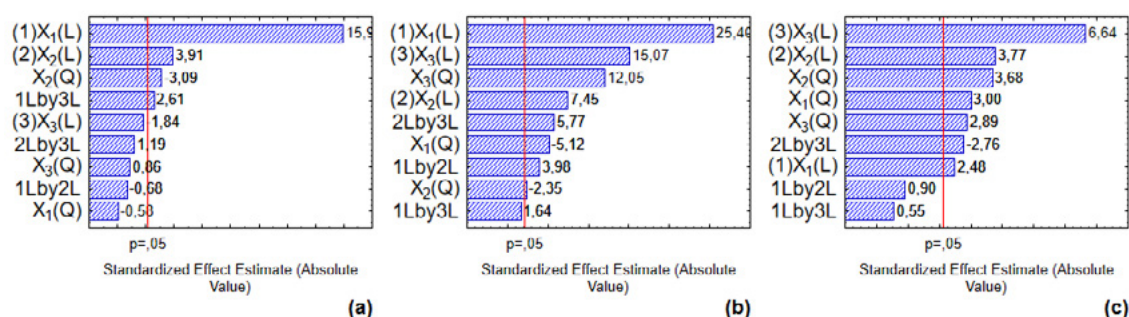


Figura 2 - Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante inorgânico

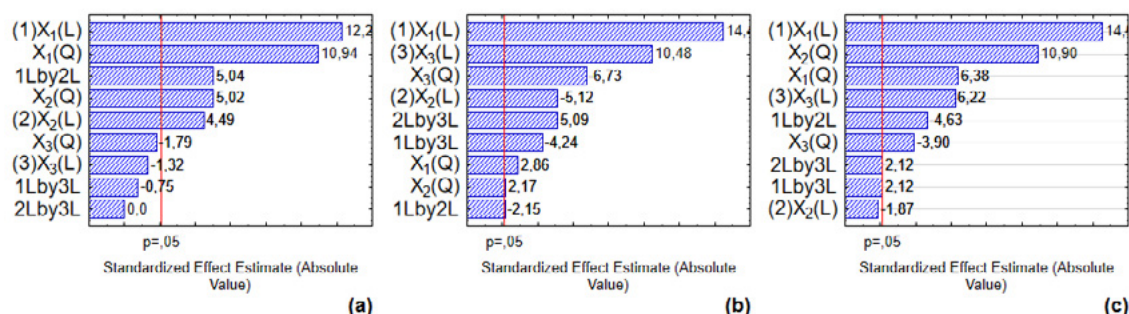


Figura 3 - Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante orgânico

Como pode ser visto na Fig. 2, nos experimentos com coagulante inorgânico a remoção de turbidez é influenciada pela dosagem de coagulante em termo linear, pelo tempo de sedimentação em termos lineares e quadráticos e pela interação entre as dosagens de coagulante e desinfetante. Nas remoções de cor aparente e verdadeira, foi observada a influência de todos os termos, exceto: interação entre as dosagens de coagulante e desinfetante (em ambas) e entre a dosagem de coagulante e o tempo de sedimentação (apenas na cor verdadeira).

Nos experimentos com coagulante orgânico (Fig. 3), a remoção de turbidez é influenciada pela dosagem de coagulante e tempo de sedimentação, em termos lineares e quadráticos, e pela interação entre eles. Já as remoções de cor aparente e verdadeira são influenciadas por todos os

termos, exceto pelo tempo de sedimentação em termo linear na cor verdadeira.

Diante disso, pode-se observar a importância do processo de clarificação para a remoção de turbidez na SALTA-z, uma vez que esta foi influenciada principalmente pela dosagem de coagulante e pelo tempo de sedimentação, para ambos os coagulantes. A desinfecção, por sua vez, além de ser fundamental para a inativação de microrganismos patogênicos, mostrou-se relevante para a remoção de cor aparente e verdadeira neste sistema, onde é possível verificar uma influência significativa da dosagem de desinfetante, para ambos os coagulantes.

Com base nos gráficos de Pareto, Fig. 2 e 3, optou-se pela retirada dos termos que não foram significativos ($p > 0,05$) nos modelos. A Tabela 4 apresenta os valores estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos ajustes dos modelos.

Tabela 4 - Resultado do ajuste dos modelos

Estatística dos modelos	Coagulante inorgânico			Coagulante orgânico		
	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₁	Y ₂	Y ₃
R ² (%)	90,66	96,68	77,77	85,17	92,50	92,77
R ² ajustado (%)	89,17	95,42	70,70	82,08	90,12	90,02
F _{calc} /F _{tab} (regressão)	22,00	31,60	4,46	10,52	15,76	13,91
F _{calc} /F _{tab} (falta de ajuste)	0,61	1,95	0,81	2,30	1,38	1,57

Com base na Tabela 4, todos os modelos foram significativos, com nível de confiança de 95%, pois para a regressão o F_{calc} é maior que o de F_{tab} ($F_{calc}/F_{tab} > 1$), como também apresentaram bons ajustes ($F_{calc}/F_{tab} \geq 4$) (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2007). Entretanto, a falta de ajuste também foi significativa ($F_{calc}/F_{tab} > 1$); sendo assim, os modelos não são preditivos, pois para que isso ocorra a relação $F_{calc}/F_{tab} < 1$ deve ser obedecida, salve os modelos para a remoção de turbidez (Y1) e cor verdadeira (Y3) para o experimento com aplicação de coagulante inorgânico F_{calc}/F_{tab} de 0,61 e 0,81, respectivamente.

Apesar disso, os modelos propostos podem ser utilizados para determinar, dentro dos limites estudados, as condições ótimas de dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante, para os coagulantes inorgânico e orgânico, visto que, além de serem significativos ($F_{calc}/F_{tab} > 1$), apresentaram valores de R² acima de 78%. Esse coeficiente indica o quanto da variação dos dados é explicada pelo modelo; assim, quanto mais próximo de 1 for o R², menor será o erro e melhor será o modelo. Além do mais, modelos com R² maior que 0,60 (60%) podem ser utilizados para indicar tendência como também para fins preditivos (BARROS NETO et al., 2007). Carvalho et al. (2018) utilizaram seus modelos para prever a degradação de matéria orgânica pelos processos de flotação e ozonização, mesmo com faltas de ajuste significativas. Isso corrobora a utilização dos modelos propostos no presente trabalho para a determinação das condições ótimas de operação, desde que

estas sejam estabelecidas dentro das faixas de valores estudadas.

Os modelos ajustados para a remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira foram escritos, respectivamente, de acordo com as Eq. 1, 2 e 3 para o DBB com coagulante inorgânico e pelas Eq. 4, 5 e 6 para o DBB com o coagulante orgânico.

$$R_{\text{turbidez}} = 72,74 + 0,49X_1 - 0,64X_2 + 0,02X_2^2 - 0,01X_1X_3 \quad (1)$$

$$R_{\text{cor aparente}} = 56,19 - 0,23X_1 + 0,01X_1^2 - 0,74X_2 + 0,01X_2^2 + 7,59X_3 - 0,97X_3^2 + 0,01X_1X_2 + 0,09X_2X_3 \quad (2)$$

$$R_{\text{cor verdadeira}} = 10,40 + 0,82X_1 - 0,01X_1^2 + 2,03X_2 - 0,03X_2^2 + 9,60X_3 - 0,65X_3^2 - 0,12X_2X_3 \quad (3)$$

$$R_{\text{turbidez}} = 69,09 + 1,03X_1 - 0,02X_1^2 + 0,50X_2 - 0,02X_2^2 + 0,01X_1X_2 \quad (4)$$

$$R_{\text{cor aparente}} = 53,40 + 0,76X_1 - 0,004X_1^2 - 0,01X_2^2 - 3,65X_3 + 0,57X_3^2 - 0,005X_1X_2 - 0,05X_1X_3 + 0,08X_2X_3 \quad (5)$$

$$R_{\text{cor verdadeira}} = 41,71 + 0,97X_1 - 0,01X_1^2 - 0,01X_2^2 - 6,97X_3 + 0,54X_3^2 - 0,003X_1X_2 + 0,03X_1X_3 + 0,14X_2X_3 \quad (6)$$

onde, X_1 , X_2 e X_3 representam, respectivamente, a dosagem de coagulante (mg.L^{-1}), o tempo de sedimentação (min) e a dosagem de desinfetante (mg.L^{-1}).

As Fig. 4 e 5 ilustram as superfícies de resposta para o efeito combinado das variáveis independentes na remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente.

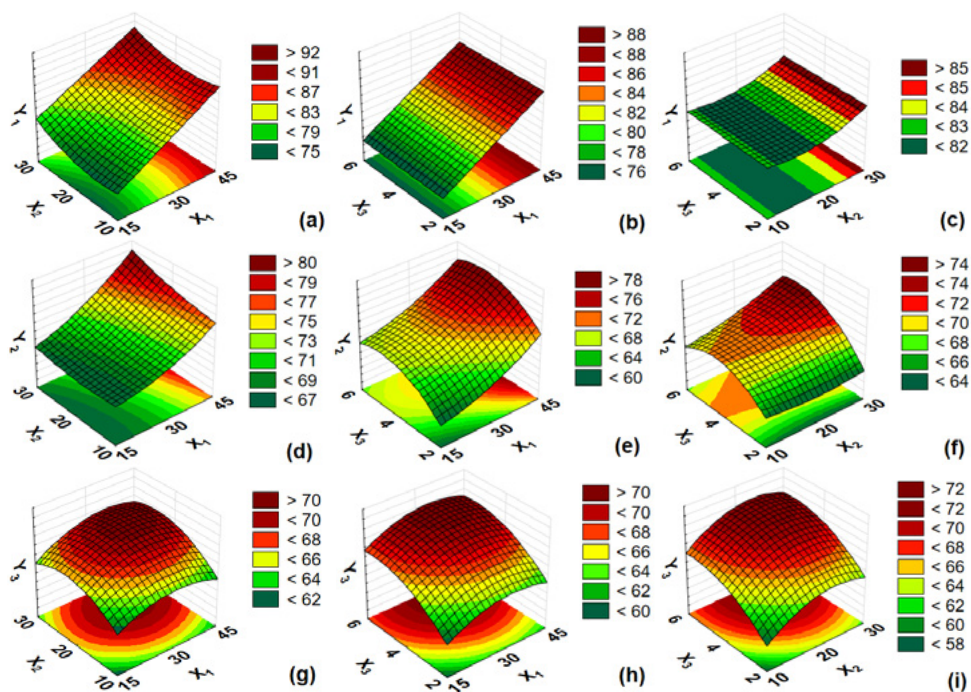


Figura 4 - Eficiência de remoção de turbidez (Y1), cor aparente (Y2) e cor verdadeira (Y3) com o emprego do coagulante inorgânico em função das variáveis independentes

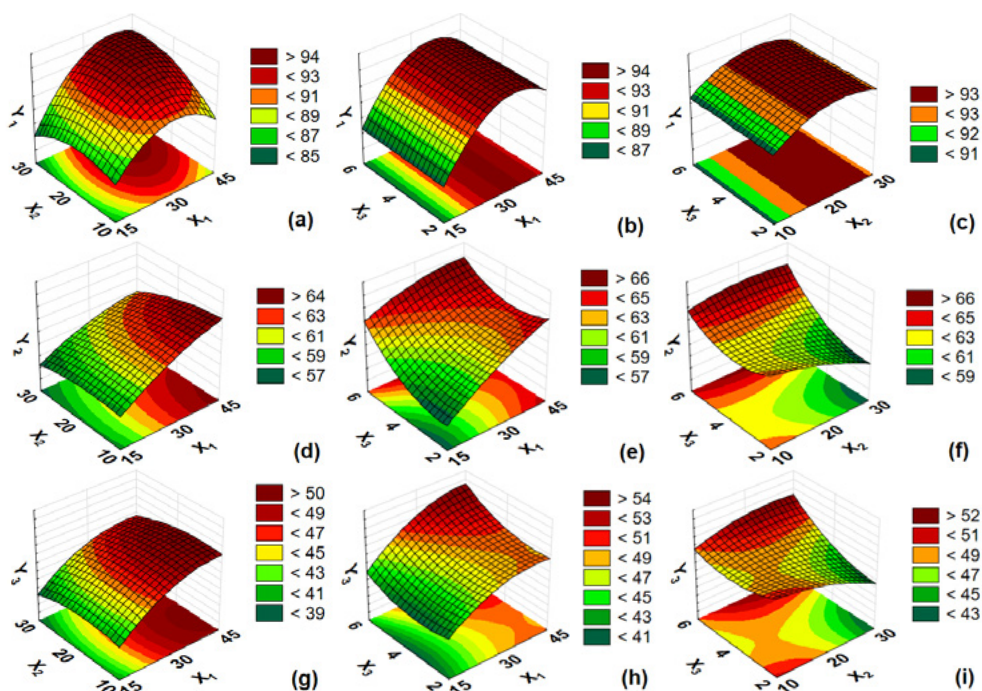


Figura 5 - Eficiência de remoção de turbidez (Y1), cor aparente (Y2) e cor verdadeira (Y3) com o emprego do coagulante orgânico em função das variáveis independentes

De acordo com a Fig. 4, fixando a dosagem de desinfetante no seu ponto central (4 mg.L^{-1}) e variando a dosagem de coagulante e o tempo de sedimentação (Fig. 4a, 4d e 4g), pode-se observar o aumento na eficiência de remoção das variáveis resposta com o aumento da dosagem do agente coagulante, sendo intensificado em maiores tempos de sedimentação, principalmente quando se trata da cor verdadeira (Fig. 4g).

Nas Fig. 4b, 4e e 4h, quando mantido o tempo de sedimentação no ponto central (20 min) correlacionando a dosagem de coagulante com a de desinfetante, foi possível verificar que o percentual de remoção de turbidez tende a aumentar à medida que a dosagem de coagulante aumenta, independentemente da dosagem de desinfetante (Fig. 4b). Para a remoção de cor aparente há uma tendência no aumento da eficiência quando se elevam as dosagens (Fig. 4e). Por seu turno, a remoção de cor verdadeira está diretamente relacionada ao aumento da dosagem de desinfetante (Fig. 4h).

Fixando-se a dosagem de coagulante em 30 mg.L^{-1} e variando o tempo de sedimentação e a dosagem de desinfetante (Fig. 4c, 4f e 4i), a remoção de turbidez pouco é influenciada por essas variáveis (Fig. 4c). No entanto, a eficiência do processo tende a ser elevada em maiores tempos de sedimentação e de dosagens de desinfetante para a cor aparente e verdadeira, conforme pode ser observado nas Fig. 4f e 4i, respectivamente.

Em relação às superfícies de resposta para os experimentos com o uso de coagulante orgânico, mantendo-se a dosagem de desinfetante no ponto central (4 mg.L^{-1}) e correlacionando a dosagem de coagulante e tempo de sedimentação (Fig. 5a, 5d e 5g), percebe-se que a remoção dos parâmetros é diretamente relacionada com as variáveis em questão. A turbidez é removida com maiores tempos de sedimentação e dosagem de coagulante (Fig. 5a). No entanto, maiores remo-

ções de cor aparente e verdadeira são verificadas em elevadas dosagens de coagulante e em menores tempos de sedimentação.

Quando o tempo de sedimentação é mantido no ponto central (20 min) e a dosagem de coagulante e a dosagem de desinfetante confrontados (Fig. 5b, 5e e 5h), verifica-se que a eficiência do processo em relação à remoção de turbidez (Fig. 5b) é proporcional ao aumento da dosagem do coagulante independentemente da dosagem de desinfetante. O que ocorre de forma diferente para a cor aparente e verdadeira (Fig. 5e e 5h, respectivamente), onde quanto maiores as dosagens de coagulante e de desinfetante, maiores são suas remoções.

Por fim, as Fig. 5c, 5f e 5i apresentam as superfícies de resposta que correlacionam o tempo de sedimentação e a dosagem de desinfetante, fixando-se a dosagem de coagulante em 30 mg.L^{-1} , onde observa-se que, nesta condição, a remoção de turbidez não é influenciada por essas variáveis (Fig. 5c). No entanto, a remoção de cor aparente e verdadeira (Fig. 5f e 5i, respectivamente) é intensificada em maiores dosagens de desinfetante e em ampla faixa de tempo de sedimentação.

Diante do exposto, constata-se que a dosagem de coagulante é o principal fator do processo. Isso é compreensível, uma vez que a função deste agente é desestabilizar as cargas dos sólidos coloidais e suspensos presentes na água e permitir que eles se aglomerem, formando flocos mais densos, que sedimentem com velocidades elevadas e, assim, sejam removidos no tratamento (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; LIBÂNIO, 2016).

Com relação ao tipo de coagulante, observa-se que tanto o inorgânico como o orgânico promoveram elevadas eficiências de remoção de turbidez. Contudo, percebe-se que o orgânico alcançou melhores valores em dosagens menores que o inorgânico, o que favorece seu emprego.

O fato do coagulante orgânico de origem natural ser mais eficiente que o inorgânico é devido à sua capacidade de formação de rede, ou seja, enquanto o sulfato de alumínio atua apenas como agente coagulante, o orgânico apresenta longas moléculas (o tanino no caso do coagulante orgânico empregado nesse estudo) que favorecem a desestabilização das partículas coloidais presentes na água e reorganiza uma ação floculante, comportamento observado em outros agentes coagulantes/floculantes de origem orgânica a exemplo da Moringa (BONGIOVANI et al., 2016; GRAHAM et al., 2008; OKUDA et al., 2001; ROUSSY et al., 2005; SÁNCHEZ-MARTÍN; GONZÁLEZ-VELASCO; BELTRÁN-HEREDIA, 2010).

A afirmativa acima corrobora para que o tempo de sedimentação tenha sido um fator essencial para a remoção das variáveis estudadas, principalmente em relação à remoção de cor, sobretudo com a utilização do coagulante inorgânico, onde neste caso o sistema demandou maiores tempos para que promovesse maiores remoções. Todavia, para o coagulante orgânico, essa relação é observada apenas para a turbidez. Para os parâmetros cor aparente e verdadeira, verifica-se que as maiores remoções foram alcançadas em menores tempos. Isso indica que o flocos formado a partir do coagulante orgânico é mais denso que o obtido com o inorgânico, o que permite a sua sedimentação em menor tempo.

Não obstante, a remoção de cor (aparente e verdadeira) alcançou melhor performance com a utilização do inorgânico. De Oliveira et al. (2007) apontaram que o aumento da concentração de coagulantes vegetais na água é proporcional ao aumento da polimerização, fazendo com que a cor se torne mais acastanhada, o que poderia contribuir para um maior valor de cor em doses mais altas de tanino, fenômeno também observado por (IBRAHIM; YASER, 2019) ao analisar a remoção de cor de lixiviado de aterro tratado

biologicamente com a utilização de coagulante à base de tanino.

A dosagem de desinfetante, por sua vez, não atuou de forma significativa na remoção de turbidez, o que já era esperado, visto que suas principais funções no tratamento de água são a inativação de microrganismos patogênicos e a oxidação de matéria orgânica dissolvida (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; LIBÂNIO, 2016). Diante disso, verifica-se que esta variável influenciou de forma significativa na remoção de cor aparente e verdadeira, o que pode ser justificado por meio de uma possível oxidação das substâncias que conferem cor à água, como a matéria orgânica natural, sendo este o principal precursor para a formação de subprodutos da desinfecção (SPD), como os trihalometanos.

Estudo realizado por Golea et al. (2017) destaca a cor como bom indicador da formação de SPD, entre outros parâmetros como absorvância da radiação ultravioleta específica (SUVA), carbono orgânico dissolvido, UV254nm como aponta este e outros estudos (GOLEA et al., 2017; HUA; RECKHOW; ABUSALLOUT, 2015; YANG et al., 2015). Em estudo recente, De Oliveira et al. (2020), ao avaliar o potencial de formação de trihalometanos resultante da aplicação de cloro na água bruta com presença de matéria orgânica natural hidrofílica com predominância de ácidos fúlvicos da lagoa de Extremoz, localizada no município de Extremoz, Rio Grande do Norte, Brasil, observaram uma correlação forte e significativa entre o potencial de formação de trihalometanos e a cor aparente. Assim sendo, a presença de cor na água pode promover a formação de trihalometanos, o que demanda um maior cuidado no controle operacional do sistema, a fim de proporcionar o fornecimento de água segura, uma vez que a exposição a esses subprodutos está associada a diversos riscos, como câncer cerebral, de bexiga, de cólon e reto, efeitos neurotóxicos, entre outros, como apontam diversos estudos (CANTOR et al.,

1999; DIANA; FELIPE-SOTELO; BOND, 2019; HAMIDIN; YU; CONNELL, 2008; HRUDEY et al., 2015; MOSER et al., 2007; RAHMAN et al., 2014).

No entanto, a SALTA-z apresenta como material filtrante zeólita natural (clinoptilolita), que tem potencial adsorvivo na remoção de matéria orgânica natural (MON), como relatado por (WANG; PENG, 2010) em revisão da aplicação de zeólitas naturais como adsorventes no tratamento de água e esgoto. A investigação relata a capacidade de adsorção de MON por zeólita naturais na faixa de 2,35 a 68 mg.g⁻¹. Bem como Bhatnagar e Sillanpää (2017), que em levantamento de pesquisas que tratam do método de adsorção para a remoção de MON, apontam a zeólita como um

adsorvente empregado para esse fim. Os resultados dessas pesquisas demonstram que o filtro da SALTA-z pode ter ação efetiva na atenuação da MON presente na água, e consequentemente na formação dos SPD.

A partir dos modelos propostos, foi realizada a estimativa das condições ótimas para a remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira na SALTA-z em escala de bancada por meio da função de desejabilidade. A Fig. 6 ilustra os diagramas da função de desejabilidade que descrevem as condições ideais para a dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante da SALTA-z em escala de bancada, dentro dos intervalos avaliados (Tabela 1).

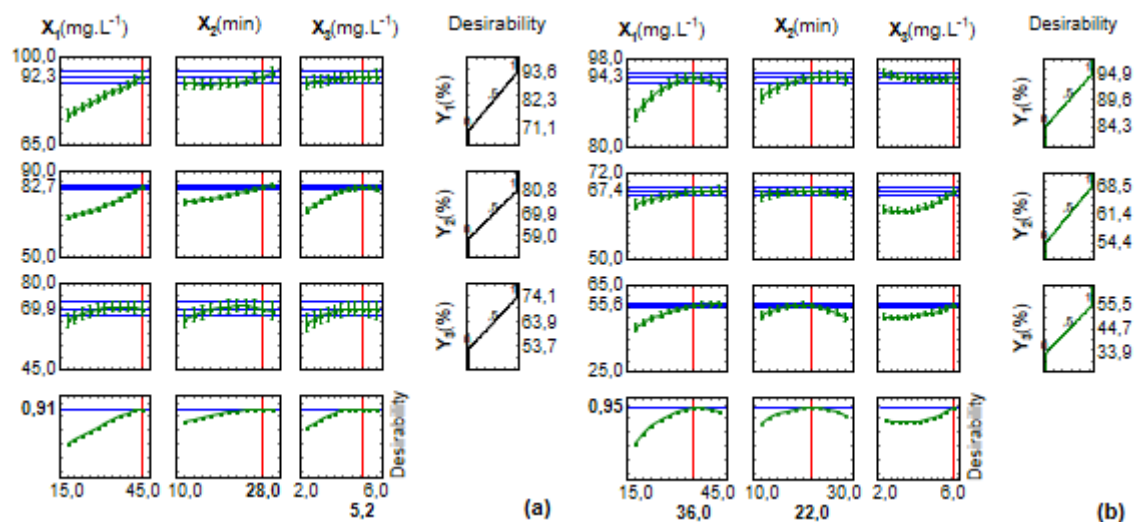


Figura 6 - Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando todos os parâmetros analisados simultaneamente para o experimento com coagulante inorgânico (a) e orgânico (b)

Para os experimentos com coagulante inorgânico, Fig. 6a, a dosagem de coagulante necessária para atingir a resposta de desejabilidade obtida ($D = 0,91$) deve ser de 45,0 mg.L⁻¹ com tempo de sedimentação de 28 minutos e dosagem de desinfetante de 5,2 mg.L⁻¹. Essa condição promove remoções de 92,3, 82,7 e 69,9% de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, respectivamente.

Para os experimentos com coagulante orgânico, Fig. 6b, a dosagem de coagulante necessária para atingir a resposta de desejabilidade obtida ($D = 0,95$) deve ser de 36,0 mg.L⁻¹ com tempo de sedimentação de 22 minutos e dosagem de desinfetante de 6,0 mg.L⁻¹, com uma remoção de 94,3% de turbidez, 67,4% de cor aparente e 55,6% de cor verdadeira.

As desejabilidades globais obtidas foram de 0,91 e 0,95 para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente, que segundo a escala de Harrington foi aceitável e excelente (qualidade incomum ou desempenho bem além do que está disponível no mercado) (RIBARDO; ALLEN, 2003).

A partir dos resultados de desejabilidade e consequentemente da obtenção dos valores ótimos do processo, nota-se que para se obter uma remoção de turbidez acima de 90% é necessária uma menor dosagem de coagulante orgânico (36,0 mg.L⁻¹) em relação ao inorgânico (45,0 mg.L⁻¹). No entanto, o primeiro caso demanda um maior tempo de sedimentação (28 min) que o segundo (22 min). Em contrapartida, os valores ótimos demonstram que as remoções de cor aparente e verdadeira conduzidos com coagulante orgânico (67,4 e 55,6%, respectivamente) foram inferiores ao inorgânico (82,7 e 69,9%, respectivamente), o que levou a uma maior demanda do desinfetante pelo sistema para o primeiro caso (6 mg.L⁻¹).

Assim, como pode ser visto na Fig. 7, que apresenta a variabilidade dos dados experimentais de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, a água tratada atende ao padrão de turbidez (0,5 uT) requerido pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, principalmente quando é adotado o coagulante orgânico em todos os casos e quando são utilizadas dosagens acima de 30 mg.L⁻¹ do inorgânico (Fig. 7a). Por sua vez, houve adequação do parâmetro cor aparente à Portaria de potabilidade (15 uH) em todos os casos, o que viabiliza o uso do coagulante orgânico no processo, mesmo apresentando uma performance inferior à do sulfato de alumínio. A partir das Fig. 7b e 7c, verifica-se a necessidade

da adoção de maiores dosagens de desinfetante para promover a remoção de cor.

Além disso, o emprego de coagulantes à base de substâncias naturais, como a *A. mearnsii*, planta-base do coagulante orgânico empregado neste estudo, apresenta vantagens como remoção do alumínio no processo de tratamento e, consequentemente, a eliminação do manejo de lodos metálicos de complexo manejo (MORAES; SCHNEIDER; CARISSIMI, 2019). Em relação à viabilidade financeira, os autores apontam que o custo de aquisição do coagulante orgânico obtido a partir da *A. mearnsii* é cerca de 2,4 vezes maior que o do sulfato de alumínio. Entretanto, uma vez que esse coagulante não consome alcalinidade durante o tratamento, seu custo elevado pode ser compensado com a redução do uso de outros produtos químicos, com o uso de cal hidratada para correção de pH, caso seja necessário. Outro fator que viabiliza o emprego do coagulante orgânico é a diminuição do volume de lodo gerado (25% menor que o do sulfato de alumínio) e o fato de que o mesmo pode ser reaproveitado, ao contrário do lodo que contém metais, que demanda custos para transporte e disposição em aterros de resíduos industriais perigosos.

Assim, principalmente ao se tratar de soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano, como a SALTA-z, onde a operação e gestão é por parte dos usuários do sistema, a utilização desse tipo de produto minimiza os riscos associados à qualidade da água tratada bem como à destinação final dos resíduos gerados no processo, promovendo melhoria na qualidade de vida dos usuários e auxiliando na universalização do acesso a água de qualidade.

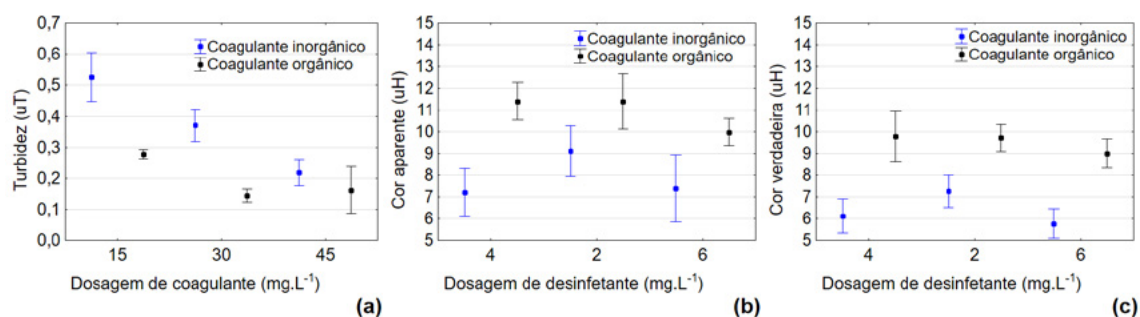


Figura 7 - Variabilidade dos dados de turbidez (a), categorizados pela dosagem e tipo de coagulante, cor aparente (b) e cor verdadeira (c), categorizados pela dosagem e tipo de desinfetante

5 CONCLUSÕES

A aplicação da MSR, por meio de experimentos em DBB, foi fundamental para avaliar as interações entre as variáveis, propor modelos simplificados e identificar as condições ótimas de dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante para operação da SALTA-z.

O coagulante orgânico apresentou-se mais eficiente na remoção do parâmetro turbidez, enquanto o coagulante inorgânico apresentou melhor performance na remoção de cor aparente e cor verdadeira.

A remoção da turbidez foi influenciada principalmente pela dosagem dos coagulantes e pelo tempo de sedimentação. O agente desinfetante, além de desempenhar o importante papel de garantir a qualidade sanitária da água tratada pela inativação dos microrganismos patogênicos, atuou como agente oxidante, fundamental na remoção dos parâmetros cor aparente e cor verdadeira.

A SALTA-z foi capaz de se adequar aos padrões de potabilidade de água estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, para os parâmetros avaliados. Assim, a tecnologia SALTA-z proposta pela Funasa apresentou resultados satisfatórios, que ressaltam o seu potencial como alternativa para o abastecimento de água de qualidade e segura em comunidades rurais e/ou difusas do Semiárido.

6 AGRADECIMENTOS

À Capes pela bolsa de estudos, à Fundação Nacional de Saúde (Funasa), à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e à Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) pela cooperação técnica para a realização da pesquisa.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Santos WB; **Metodologia:** Santos WB; **Investigação:** Santos WB, Lopes TSA e Torquato AL; **Redação - Primeira versão:** Santos WB; **Redação - Revisão & Edição:** Santos WB, Lopes TSA, Torquato AL, Ferreira WB, Lima VLA e Diniz CR; **Aquisição de Financiamento:** Ferreira WB e Lima VLA; **Recursos:** Ferreira WB e Lima VLA; **Supervisão:** Santos WB, Ferreira WB e Lima VLA.

8 REFERÊNCIAS

- APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 3. ed. Campinas: UNICAMP, 2007.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1704–1712, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.075>

- BEZERRA, M. A. et al. Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. **Talanta**, v. 76, n. 5, p. 965–977, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.05.019>
- BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption – A review. **Chemosphere**, v. 166, p. 497–510, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.098>
- BONGIOVANI, M. C. et al. Removal of natural organic matter and trihalomethane minimization by coagulation/flocculation/filtration using a natural tannin. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 12, p. 5406–5415, 2016. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1006260>
- CALADO, V.; MONTGOMERY, D. C. **Planejamento de experimentos usando Statistica**. Rio de Janeiro: E-Papers Serviços Editoriais, 2003.
- CANTOR, K. P. et al. Drinking water source and chlorination byproducts in Iowa. III. Risk of brain cancer. **American Journal of Epidemiology**, v. 150, n. 6, p. 552–560, 1999. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a010052>
- CARVALHO, M. C. S. et al. Combined use of O₃/H₂O₂ and O₃/Mn²⁺ in flotation of dairy wastewater. **Rev. Ambient. Água**, v. 13, n. 2, 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2078>
- DE OLIVEIRA, I. M. et al. Tannin-treated water for use in the emulsion polymerization of SBR. effect of ageing on mechanical properties. **International Journal of Polymeric Materials and Polymeric Biomaterials**, v. 56, n. 9, p. 939–944, 2007. <https://doi.org/10.4322/polimeros.2013.062>
- DE OLIVEIRA, R. R.; ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C. Study of trihalomethanes potencial formation in Extremoz-RN pond. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 315–322, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020181889>
- DIANA, M.; FELIPE-SOTELO, M.; BOND, T. Disinfection byproducts potentially responsible for the association between chlorinated drinking water and bladder cancer: A review. **Water Research**, v. 162, p. 492–504, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.07.014>
- FERREIRA, L. A. F. et al. Saneamento rural no planejamento municipal: lições a partir do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 36–51, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.054>
- FUNASA. **Manual da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades utilizando filtro e dosador desenvolvidos pela Funasa/ Superintendência Estadual do Pará**. Brasília: FUNASA, 2017. v. 49
- GOLEA, D. M. et al. THM and HAA formation from NOM in raw and treated surface waters. **Water Research**, v. 112, p. 226–235, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.051>
- GRAHAM, N. et al. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 327, n. 1–3, p. 9–16, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2008.05.045>
- HAMIDIN, N.; YU, Q. J.; CONNELL, D. W. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3263–3274, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.029>
- HRUDEY, S. E. et al. Evaluating Evidence for Association of Human Bladder Cancer with Drinking-Water Chlorination Disinfection By-Products. **Journal of Toxicology and Environmental Health – Part B: Critical Reviews**, v. 18, n. 5, p. 213–241, 2015. <https://doi.org/10.1080/10937404.2015.1067661>
- HUA, G.; RECKHOW, D. A.; ABUSALLOUT, I. Correlation between SUVA and DBP formation during chlorination and chloramination of NOM fractions from different sources. **Chemosphere**, v. 130, p. 82–89, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.039>
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**.
- IBRAHIM, A.; YASER, A. Z. Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 6, p. 103483, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483>
- KALLÓ, D. Applications of natural zeolites in water and wastewater treatment. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 45, n. 1, p. 518–550, 2001. <https://doi.org/10.2138/rmg.2001.45.15>
- MACHADO, G. et al. Chemical modification of tannins from *Acacia mearnsii* to produce formaldehyde free flocculant. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140875, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140875>
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4o edição ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.
- MORAES, B. S.; SCHNEIDER, I. A. H.; CARISSIMI, E. PRODUÇÃO DE COAGULANTE A BASE DE TANINO DE *Acacia mearnsii* E POTENCIAIS USOS NO SETOR INDUSTRIAL E NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO: A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 12, n. 1, p. 169–180, 2019. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.1.58114>
- MOSER, V. C. et al. Neurotoxicological evaluation of two disinfection by-products, bromodichloromethane and dibromoacetonitrile, in rats. **Toxicology**, v. 230, n. 2–3, p. 137–144, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2006.11.007>
- OKUDA, T. et al. Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 830–834, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00296-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00296-7)

RAHMAN, M. B. et al. Colon and rectal cancer incidence and water trihalomethane concentrations in New South Wales, Australia. **BMC Cancer**, v. 14, n. 1, p. 1–9, 2014. <https://doi.org/10.1186/1471-2407-14-445>

RIBARDO, C.; ALLEN, T. T. An alternative desirability function for achieving “six sigma” quality. **Quality and Reliability Engineering International**, v. 19, n. 3, p. 227–240, 2003. <https://doi.org/10.1002/qre.523>

ROLAND, N. et al. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 15–35, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.053>

ROUSSY, J. et al. Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. **Water SA**, v. 31, n. 3, p. 369–376, 2005. <https://doi.org/10.4314/wsa.v31i3.5208>

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Acacia mearnsii de Wild Tannin-Based Flocculant in Surface Water Treatment. **Journal of Wood Chemistry and Technology**, v. 29, n. 2, p. 119–135, 2009. <https://doi.org/10.1080/02773810902796146>

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). **Chemical Engineering Journal**, v. 165, n. 3, p. 851–858, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.030>

SILVA, B. B. et al. Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 69–86, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.056>

SILVEIRA, T. N. et al. Performance de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. **Gesta**, v. 7, n. 1, p. 16–25, 2019. <https://doi.org/10.9771/gesta.v7i1.28068>

STATSOFT, I. **STATISTICA (data analysis software system)**www.statsoft.com.,, 2011.

TETTEH, E. K.; RATHILAL, S.; CHOLLOM, M. N. Pre-Treatment of industrial mineral oil wastewater using response surface methodology. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 216, p. 181–191, 2017. <https://doi.org/10.2495/WS170171>

WANG, S.; PENG, Y. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 156, n. 1, p. 11–24, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.10.029>

WANG, W. et al. Effects of advanced oxidation pretreatment on residual aluminum control in high humic acid water purification. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 7, p. 1079–1085, 2011. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60520-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60520-7)

XU, W. et al. Influence of shear force on floc properties and residual aluminum in humic acid treatment by nano-Al13. **Journal of Hazardous Materials**, v. 271, p. 1–8, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.049>

YANG, L. et al. Assessing trihalomethanes (THMs) and N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potentials in drinking water treatment plants using fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. **Chemosphere**, v. 121, p. 84–91, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.033>

Análise exploratória de dados de monitoramento de efluentes urbanos

Exploratory analysis of urban effluent monitoring data

• **Data de entrada:**
28/07/2021

• **Data de aprovação:**
26/12/2022

Augusto Ponciano Barbosa Da Silva^{1*} | Rui De Oliveira¹ | Ruth Silveira Do Nascimento¹ |
Cinthia Sany França Xavier¹ | Fernando Fernandes Vieira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.065>

ORCID ID

Silva APB  <https://orcid.org/0009-0006-7768-9100>

Oliveira R  <https://orcid.org/0000-0002-1972-9809>

Nascimento RS  <https://orcid.org/0000-0002-1342-3075>

Xavier CSF  <https://orcid.org/0000-0002-4840-2653>

Vieira FF  <https://orcid.org/0000-0002-1823-6236>

Resumo

No intuito de explorar o comportamento da qualidade de águas residuárias urbanas, o trabalho buscou estabelecer padrões sazonais das relações entre a qualidade dessas águas e fatores ambientais, contribuindo no processo de sua gestão. Foram aplicados métodos de Análise de Agrupamento, Mann-Kendall e Box-Jenkins. Os dados foram obtidos de amostras de águas residuárias coletadas no Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande - PB, no período 1977-1989, e analisadas na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários. Foram observadas relações sazonais de indicadores de qualidade de águas residuárias e, a partir da análise de séries temporais, foi possível modelar o comportamento dos dados de precipitação e temperatura, além dos indicadores de qualidade das águas residuárias, com modelos considerados satisfatórios após avaliação de erros e resíduos, também descrevendo efeito sazonal em todas essas variáveis.

Palavras-chave: Mineração de dados. Gestão de recursos hídricos. Séries temporais.

Abstract

In order to explore the behavior of urban wastewater quality, the work sought to establish seasonal patterns of relationships between the quality of these waters and environmental factors, contributing to the management process. Grouping Analysis, Mann-Kendall and Box-Jenkins methods were applied. The data were obtained from wastewater samples collected in the East Interceptor of the sanitary sewage system of Campina Grande - PB, in the period 1977-1989, and analyzed in the Experimental Station of Biological Treatment of Sanitary Sewage. Seasonal relationships of wastewater quality indicators were observed and, based on the analysis of time series, it was possible to model the behavior of precipitation and temperature data, in addition to the wastewater quality indicators, with models considered satisfactory after evaluating errors and residues. , also describing the seasonal effect on all these variables.

Keywords: Data mining. Water resources management. Time series.

¹ Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** augustopbds@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Devido ao processo deficiente da gestão de recursos hídricos existente na sociedade atual, faz-se necessário um conhecimento mais aprofundado e particular para cada bacia de drenagem, a fim de obter um diagnóstico sobre a qualidade dos seus recursos hídricos, tornando esse conhecimento uma ferramenta de extrema importância, uma vez que, a partir dessas informações, é possível inferir sobre as condições da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ et al., 2010).

O monitoramento e a avaliação das águas são procedimentos que permitem a caracterização e a análise de tendências em bacias hidrográficas, sendo essenciais para atividades como planejamento, outorga, cobrança e enquadramento dos recursos hídricos (ANA, 2019). As características das águas residuárias variam sazonalmente e, também, de acordo com os hábitos e as situações socioeconômicas da população de cada região, requerendo a aplicação de métodos específicos de análise da variação de medidas de indicadores de qualidade em relação a fatores ambientais, econômicos e sociais, bem como fatores operacionais dos sistemas de esgotamento sanitário.

A monitoração da qualidade dessas águas residuárias por longos períodos produz grandes bancos de dados cuja complexidade também tem relação com o caráter estocástico de variações ao longo de séries de dados históricos. A análise dessas séries de dados pode requerer abordagens exploratórias com vistas à extração de informações específicas, compreensíveis e de utilidade para a gestão da qualidade dessas águas.

Métodos estatísticos multivariados têm sido citados como uma excelente ferramenta exploratória para a interpretação desses complexos conjuntos de informações. Trindade (2013) afirma que são comuns trabalhos empregando algumas dessas técnicas para extrair informações sobre as similaridades e as diferenças entre períodos e

pontos de amostragem da qualidade da água, reconhecer os fatores responsáveis pelas variações e tendências espaciais e temporais dessa qualidade, identificar as fontes de poluição de diferentes pontos de um corpo d'água, identificar e analisar as relações entre química da água, uso e ocupação do solo e geologia.

Para estudar séries temporais que sofrem influência das condições climáticas, Ferrari (2013) cita o teste de Mann-Kendall que, normalmente, é utilizado para verificar a ocorrência de tendências estatisticamente significativas em séries temporais. Uma das técnicas quantitativas mais difundidas para o estudo de séries temporais é a metodologia de Box-Jenkins, que parte da ideia de que cada valor da série temporal pode ser explicado por valores prévios, a partir do uso da estrutura de correlação temporal que geralmente há entre os valores da série.

Portanto, o estudo sobre a variação temporal da qualidade das águas residuárias, neste trabalho, representa uma contribuição científica relevante no âmbito da aplicação de técnicas multivariadas associadas a séries temporais para avaliar e desenvolver conhecimento sobre o comportamento das águas residuárias ao longo de uma série de treze anos, no município de Campina Grande, fornecendo, assim, subsídios técnicos consistentes que podem servir de orientação para estudos futuros.

2 OBJETIVO

Esse trabalho teve por objetivo desenvolver conhecimento sobre a variação temporal da qualidade de águas residuárias urbanas, por meio do levantamento de padrões de variação de dados com base em análise exploratória de dados históricos e da identificação dos principais fatores hidrológicos relacionados à variação do conjunto amostral de forma que fosse possível avaliar o desempenho de modelos de interpretação da variação da qualidade dessas águas.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo analisada será a porção do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, situada na bacia urbana do Prado, que possui uma área de 37,15 km² e um perímetro de 43,78 km, sendo composta por 9 sub-bacias, abrangendo, parcial ou totalmente, 22 bairros. As águas residuárias dessa bacia são transportadas pelo Interceptor Leste (Interceptor da Depuradora), do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande.

3.2 Evolução do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande

De acordo com CAGEPA (1985a e 1985b), o primeiro projeto de esgotamento sanitário de Campina Grande data de 1935, o qual era um sistema de separação absoluta e escoamento por gravidade, atendendo às regiões dos bairros da Prata, São José e Centro. Além do sistema de esgotamento, um projeto de uma estação de tratamento secundário de esgoto foi apresentado, denominada Estação Depuradora, já que nas imediações de Campina Grande não existe rio de elevada vazão capaz de suportar o lançamento direto dos despejos.

Entre os anos de 1969 e 1972, a CAGEPA contratou uma empresa para a elaboração de um novo projeto compreendendo a ampliação da rede de esgotamento, o reforço do sistema já existente, a construção dos interceptores da Depuradora e Bodocongó e a construção de uma estação de tratamento (CAGEPA, 1985). Segundo Almeida (2007) e Gomes (2013), o projeto foi dividido em duas etapas; a primeira teve início em 1973 e fim em 1974, sendo concluídos parcela da rede coletora, o Interceptor Leste ou da Depuradora, o emissário e duas lagoas aeradas. Na segunda etapa, realizada em 1984, foram iniciadas as obras do Interceptor Oeste ou do Bodocongó. Em

1985 uma segunda empresa foi contratada pela CAGEPA a fim de aprimorar a rede de esgotamento de Campina Grande, para atender, prioritariamente, 10 áreas até então não cobertas pelo sistema de esgotamento sanitário.

3.3 Dados obtidos para a análise da qualidade das águas residuária

As amostras que deram origem aos dados da série temporal de 13 anos (1977 a 1989), que foi analisada neste trabalho, tiveram como ponto de coleta um poço de visita do referido interceptor, no interior da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários, localizada no município de Campina Grande - PB.

Estão dispostas nesse banco de dados 607 observações, em média, para cada um dos seguintes indicadores de qualidade de águas residuárias: DBO, nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos totais.

O estudo hidrológico histórico da área se deu por meio da análise de dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a exemplo dos dados de precipitação e temperatura, tendo sido obtido um banco de dados com 225 observações registradas pela estação 82795 situada na cidade de Campina Grande, no bairro Centenário, com data de observação inicial em 28 de fevereiro de 1963 até 31 de dezembro de 1984.

3.4 Processo de análise do comportamento dos dados

Em uma abordagem inicial, os dados foram encontrados de forma desordenada no tempo e, para se ter uma homogeneidade nas amostras e facilidade nas análises, os mesmos foram distribuídos em médias mensais e os intervalos de tempo que não apresentavam análise alguma foram retirados da série, dando, assim, continuidade

de à metodologia com dados em médias mensais e com os intervalos de dados presentes.

A primeira intervenção no sentido interpretativo dos dados foi a estatística descritiva que colaborou na compreensão do comportamento, da tendência central e a dispersão dos dados. Essa etapa foi realizada com o auxílio do *software* Action. Na análise da série como um todo e de como as variáveis podiam estar relacionadas com os registros da evolução histórica foi realizada a análise de agrupamento para a verificação de comportamentos semelhantes de variáveis diferentes e de uma mesma variável em espaços de tempos distintos.

Simultaneamente a essa análise foi realizado o levantamento da tendência da série a fim de corroborar o entendimento do comportamento e a formulação de teorias a respeito do comportamento da série. Os dois métodos foram aplicados com o auxílio do *software* STATISTICA 12.

3.5 Metodologia das séries temporais

Ao adotar o método Box-Jenkins para analisar as séries temporais, pôde-se verificar o gráfico de autocorrelação (FAC), que indica a ordem da componente média móvel e se resume à comparação do dado atual com valores do passado, levando em conta a correlação de todos os valores significativos de um período, e o de autocorrelação parcial (FACP), que aponta a ordem da componente auto regressiva, e também é a comparação do valor atual com o valor passado, mas levando em conta apenas a correlação do valor mais significativo do período, do modelo ARIMA.

Caso os gráficos FAC e FACP apresentem sazonalidade significativa, as mesmas componen-

tes de média móvel e autorregressiva podem ser encontradas para a parte sazonal da série, tornando-se então um modelo SARIMA. Após o levantamento dos modelos possíveis, os mesmos serão avaliados de acordo com o AIC, MAE e MAPE para verificar o modelo que melhor se adequa, e posteriormente será realizada uma análise dos resíduos para verificar a interferência dos mesmos na modelagem da série e, por fim, é feita a previsão com o modelo escolhido. Toda a análise de séries temporais foi realizada com o auxílio do *software* R.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Processo de análise do comportamento dos dados da precipitação e da temperatura

Os dados de precipitação medidos pela estação OMM:82795 e de temperatura média mensal, para o período 1977 a 1984, foram fornecidos pelo INMET, e utilizando parâmetros estatísticos descritivos foi possível verificar que entre o 1º e 3º quartil, o que representa 75% do total dos dados amostrais, os dados de precipitação estão entre 14 e 85,4 mm, com temperatura variando entre 22,6 e 24,9°C.

Além disso, foi possível observar um desvio padrão de 53,6mm para a precipitação, indicando que os valores amostrais estão mais dispersos em torno da média. Por outro lado, o desvio padrão para temperatura foi de 1,4 °C; nesse caso, os dados estão mais próximos da média. Com base nos valores médios mensais, foram construídos os dendrogramas de similaridade para os meses do período estudado e os gráficos da precipitação e temperatura, ilustrados respectivamente pelas Fig. 1 e 2.

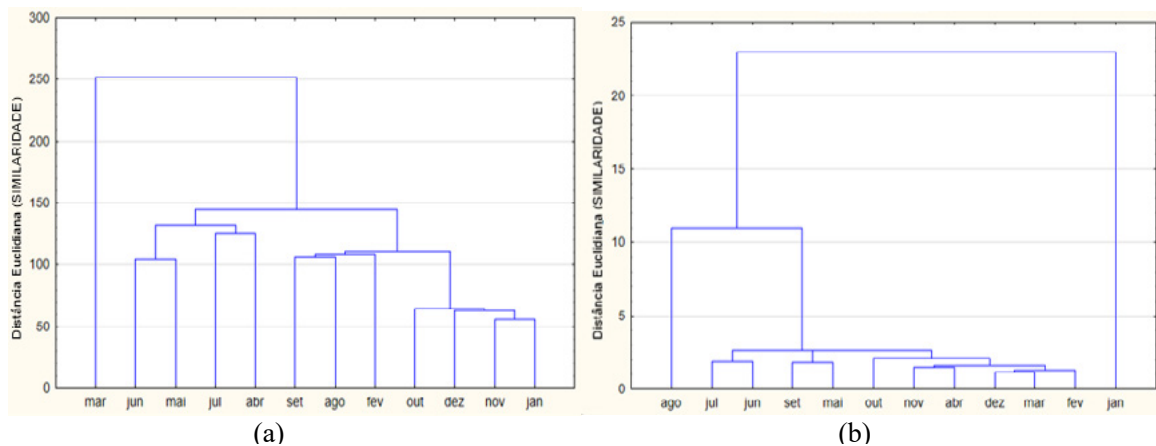


Figura 1 - Dendrograma referente aos anos de 1977 e 1984: (a) precipitação (b) temperatura

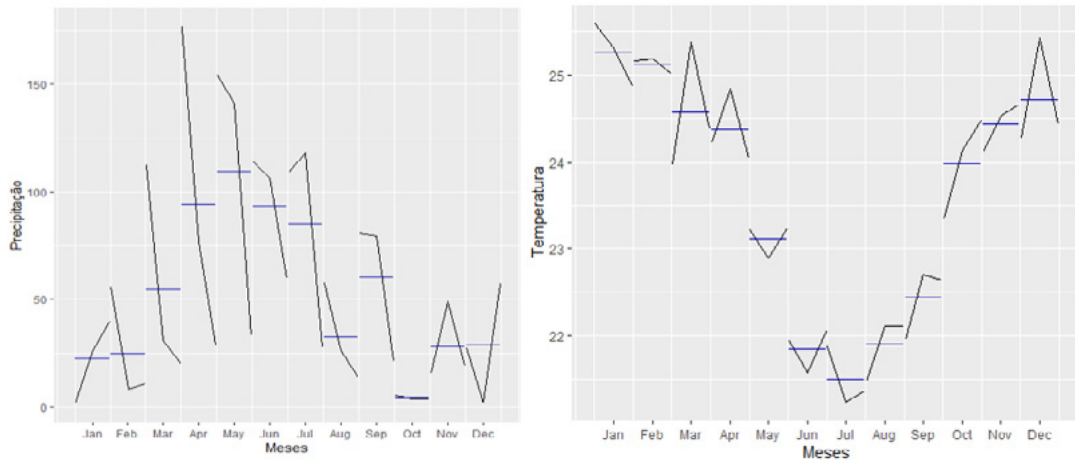


Figura 2 - Gráfico da precipitação média mensal e da temperatura entre os anos 1977 e 1984.

Analisando o dendrograma da precipitação, Fig. 1(a), é possível observar a formação de dois grupos distintos bem formados. O primeiro grupo corresponde aos meses que vão de abril a julho, que de acordo com o gráfico da precipitação média mensal são caracterizados por um período mais chuvoso; já o segundo grupo representa os meses que vão de agosto a fevereiro, apresentando características de menores índices de precipitação mensal. Por outro lado, o dendrograma da Fig. 1(b) não possibilitou a caracterização de uma divisão muito clara das estações do ano. Contudo, o gráfico da temperatura média ao longo dos meses (Fig. 2) para o período de anos estudado indica uma baixa na temperatura entre

os meses de junho a setembro, que compreende o período de inverno da região, seguido por um período em que a temperatura permanece constante ao longo dos meses do ano.

Cavalcante, Lucena e Moura (2019) descrevem o clima do agreste paraibano, com base na classificação de Köppen, como clima semiárido, apresentando elevadas temperaturas entre os meses de dezembro a maio e temperaturas mais amenas nos meses de junho, julho e agosto. Diniz (2013) realizou o estudo da variabilidade da precipitação no município de Campina Grande, por análise dos coeficientes de correlação, e observou que as maiores médias mensais de precipitação são verificadas entre os meses de maio e

julho, o que possivelmente explicaria os meses de menores temperaturas na região.

Na aplicação do teste de Mann-Kendall, exposto na Tabela 1, a presença de uma tendência estatisticamente significativa é avaliada utilizando o valor do índice ZMK. Além disso, um valor positivo de ZMK indica um aumento de tendência, enquanto um valor para ZMK negativo indica uma tendência decrescente.

Tabela 1 - Resultado do teste de Mann-Kendall para a precipitação e temperatura

	Precipitação	Temperatura
ZMK	-0,109543011	0,06024636
P-Valor	0,116652489	0,388883352

Com a aplicação do teste de Mann-Kendall ao analisar o p-valor do teste, é possível afirmar que em ambos os casos o p-valor calculado foi maior que o nível de significância ($\alpha = 0,05$), portanto a hipótese nula é aceita, indicando que não há tendência significativa na série, ou seja, não há mudança significativa no comportamento dos dados ao longo dos anos. Além disso, é possível

verificar que o teste indica uma tendência decrescente para a precipitação, de acordo com o valor do ZMK negativo, e uma tendência crescente para a temperatura.

Esse resultado pode ser explicado, possivelmente, em função de eventos meteorológicos comumente presentes na região analisada, como as modificações no uso do solo e as altas taxas de crescimento urbano experimentadas pelas cidades brasileiras de médio a grande porte causando alterações nos índices de precipitação.

Dantas, Santos e Olinda (2015) afirmam em seu trabalho que as temperatura mínima e máxima têm aumentado gradativamente ao longo das últimas décadas em Campina Grande, fato possivelmente relacionado à intensa expansão urbana na região associada ao aumento do número de ruas com pavimentação asfáltica e redução de áreas com cobertura vegetal.

Como o teste de Mann-Kendall é um teste não paramétrico e que não é influenciado por pequenas alterações nos dados, analisaram-se os gráficos da decomposição, conforme demonstrado na Fig. 3.

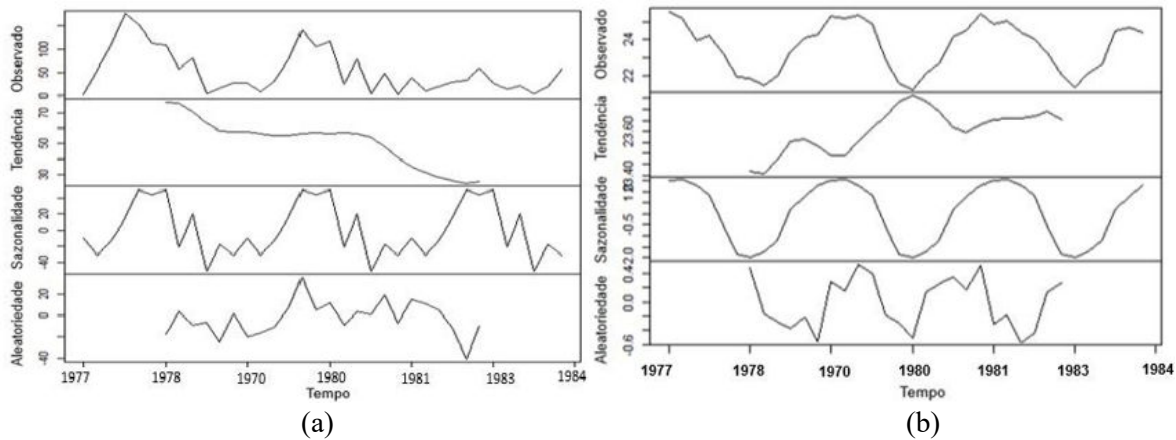


Figura 3 - Gráficos da decomposição: (a) dados de precipitação (b) dados de temperatura

Ao decompor a série temporal, observa-se o efeito da tendência decrescente para precipitação (Fig. 3a) e uma tendência com comportamento crescente para a temperatura ao longo do tempo, mas com certa estabilidade durante o ano de 1979 indicando pouca variabilidade dos dados e o efeito sazonal característico da série (Fig. 3b). O efeito sazonal da temperatura apresenta uma diminuição nos períodos de maior precipitação mensal indicando possível correlação entre as variáveis.

Dantas, Santos e Olinda (2015) realizaram uma pesquisa envolvendo as tendências anuais e sazonais nos extremos de temperatura do ar e precipitação na cidade de Campina Grande - PB entre os anos de 1975 e 2011 e detectaram que a precipitação não apresentava tendência estatisticamente significativa para o resultado encontrado. Além disso, verificaram que a ausência

de tendências com valor significativo para os índices anuais de precipitação pode estar relacionada à irregularidade das chuvas sobre a região estudada, apresentando alta variabilidade espaço-temporal.

Observando os gráficos FAC e FACP da série temporal do indicador precipitação (Fig. 4a), e sabendo pelo teste Dickey-Fuller aumentado que a série só se torna estacionária após a primeira diferenciação com p-valor igual a 0,03 e comparando os resultados do AIC, MAE e MAPE de cada modelo, chegou-se a um melhor ajuste no modelo SARIMA (3,1,1) (0,1,0)₁₂. Por outro lado, os gráficos FAC e FACP da série temporal para temperatura (Fig. 4b) indicam que a série já é estacionária em p-valor igual a 0,01. E, nesse caso, o modelo mais ajustado aos dados foi o SARIMA (1,0,0)(1,1,0)₁₂.

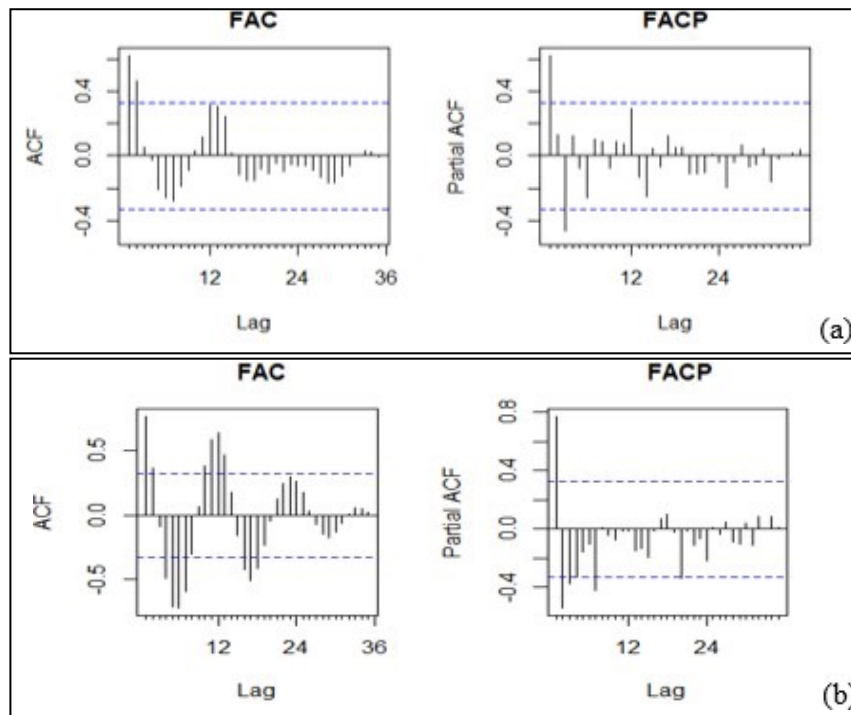


Figura 4 - Gráficos do FAC e FACP para os dados de: (a) precipitação (b) temperatura.

Por fim, foi realizada a análise dos resíduos do modelo SARIMA (3,1,1) (0,1,0)₁₂ e SARIMA (1,0,0)(1,1,0)₁₂, bem como a previsão com o mo-

delo proposto para a precipitação e temperatura, dos seis meses seguintes, demonstradas nas Fig. 5 e 6, respectivamente.

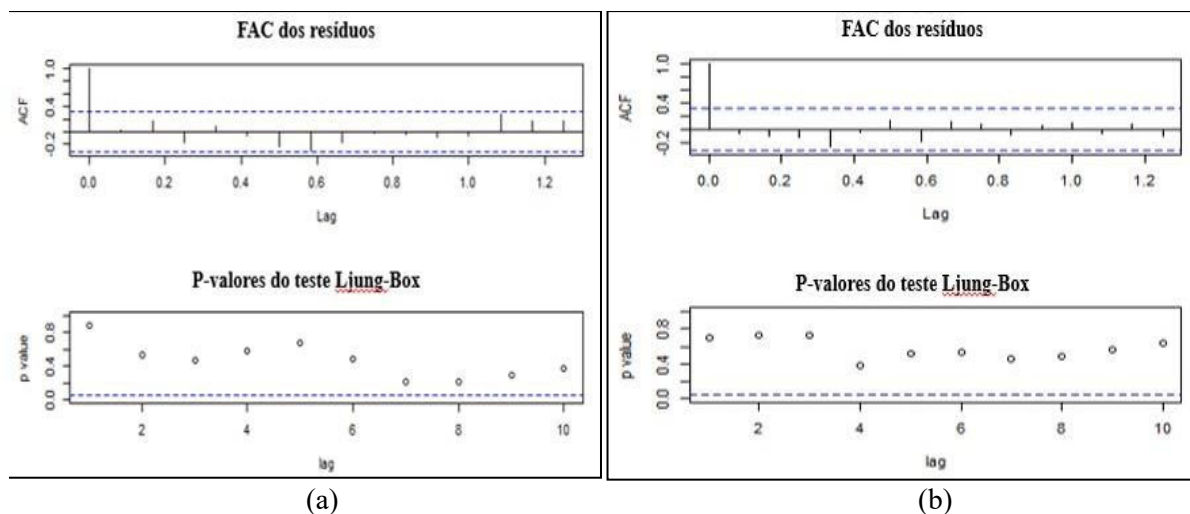


Figura 5 - Análise dos resíduos do modelo proposto para os dados de: (a) precipitação (b) temperatura

Analisando o gráfico 5a e 5b, é possível verificar que os resíduos do modelo não evidenciam nenhum padrão, ou seja, não apresentam autocorrelação, o que é reforçado pelo teste estatístico de Ljung-Box.

Conclui-se que os resíduos são não autocorrelacionados, confirmando a boa adequação do modelo à série em questão. Logo, ambos os modelos podem ser utilizados para fazer previsões futuras.

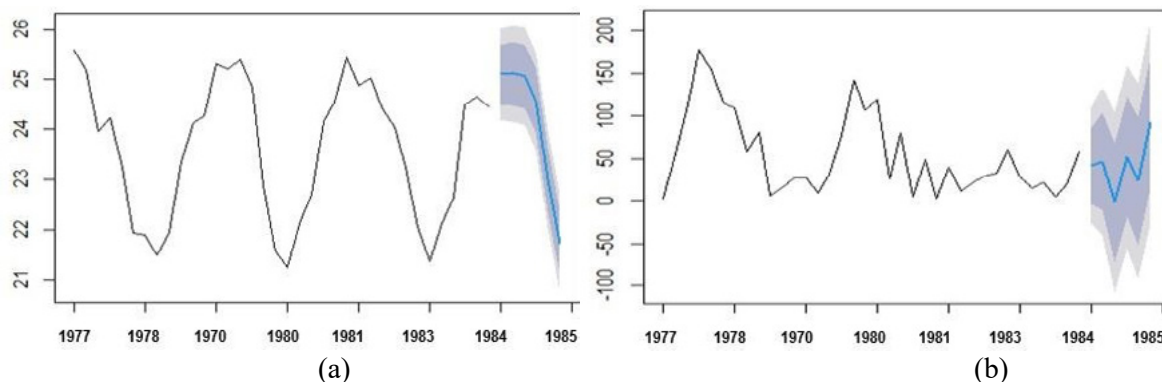


Figura 6 - Previsão com o modelo proposto para os dados de: (a) precipitação (b) temperatura

Na Fig. 6a temos a série temporal do indicador precipitação e, em destaque, as previsões para os 6 meses seguintes, seguindo o modelo SARIMA (3,1,1) (0,1,0)12. Por outro lado, na Fig. 6b está apresentada a série temporal do indicador temperatura, em que se pode perceber um decaimento de temperatura média mensal nos seis meses seguintes.

O período de seis meses foi adotado tomando como base o planejamento para ações em curto prazo, lembrando que, quanto maior o período de previsão, mais distorcido o valor pode ser do valor real. É possível verificar que as previsões geradas pelo modelo fornecem estimativas razoáveis.

4.1 Análise do comportamento dos dados de qualidade de águas residuárias urbanas

A partir dos parâmetros estatísticos descritivos para os valores dos dados de DBO, nitrogênio amoniacal e Sólidos Suspensos Totais (SST) do período compreendido de 1977 a 1989, verificou-se que entre o 1º e 3º quartil os dados de DBO, nitrogênio amoniacal e SST apresentaram

um desvio padrão de $90,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $10,1 \text{ mgN.L}^{-1}$ $\text{CaCO}_3\text{.L}^{-1}$ e de $99,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, indicando a alta dispersão dos valores amostrais em torno da média amostral.

Com base nos valores anuais foi construído o dendrograma de similaridade para período estudado, como pode ser verificado na Fig. 7.

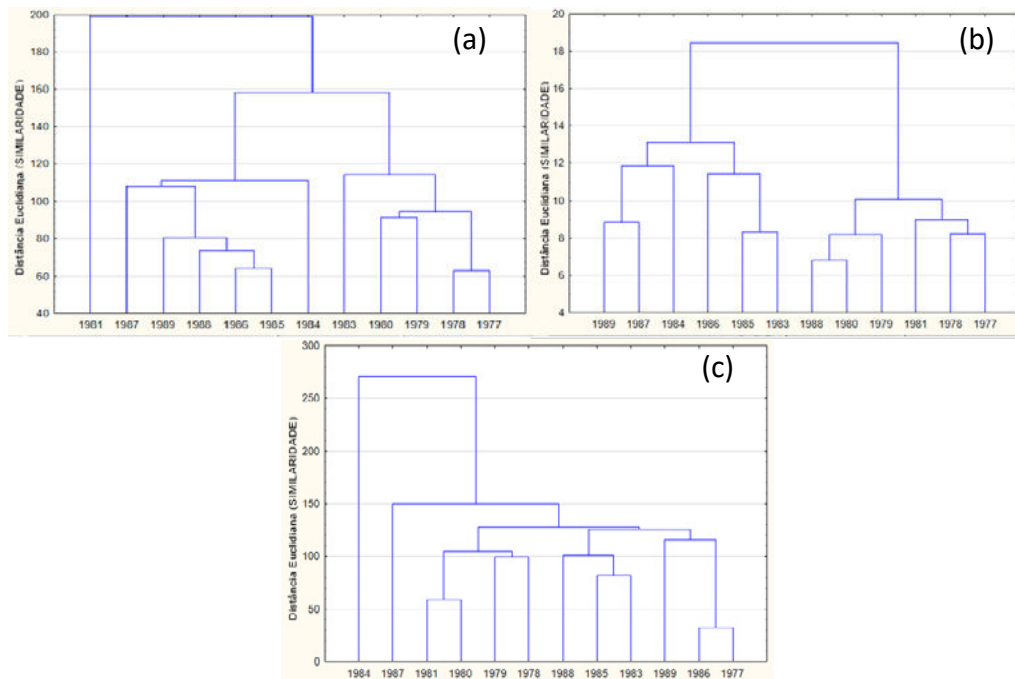


Figura 7 - Dendrograma referente ao período de 1977 a 1989 para: (a) DBO (b) nitrogênio amoniacal (c) SST.

A análise de agrupamentos (clusterização) para os dados do indicador de qualidade DBO permite a observação de dois grupos distintos, em que o primeiro grupo compreende os anos de 1984 a 1989 e o segundo grupo os anos de 1977 a 1980 e o ano de 1983. Para os dados do indicador nitrogênio amoniacal foram observados dois grupos distintos. O primeiro grupo é formado pelos anos de 1983 a 1987 e o ano de 1989, e no segundo grupo estão os anos de 1977 a 1981 e o ano de 1988. Na clusterização dos dados para indicador SST é possível perceber a formação de 3 grupos distintos. O primeiro grupo apresenta os anos de 1978 a 1981; o segundo grupo, os anos de 1983,

1985 e 1988; e o terceiro grupo é formado pelos anos 1977, 1986 e 1989. É importante notar que dentro dos grupos ainda existem particularidades que deixam um ano ligado ao outro de forma mais próxima, indicando que eles apresentam características semelhantes entre si. Por seu turno, a distinção entre alguns grupos de anos pode ser atribuída a alterações na malha de transporte desses efluentes, a exemplo de expansões na rede, com a integração de novas contribuições.

De forma semelhante, foi realizado o dendrograma das médias mensais das variáveis para o mesmo período analisado (Fig. 8).

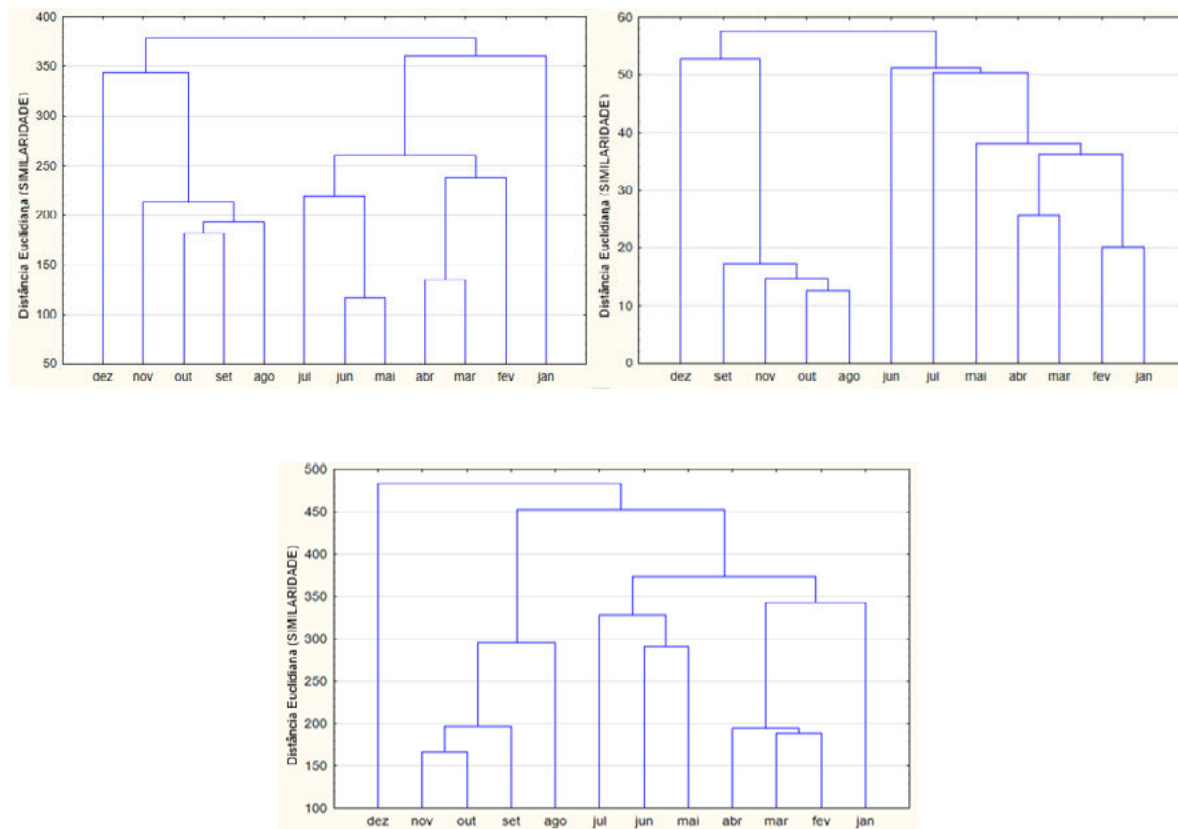


Figura 8 - Dendrograma das médias mensais da DBO no período de 1977 a 1989.

A análise do comportamento médio dos indicadores de qualidade ao longo dos meses indica uma leve diminuição da DBO e do nitrogênio amoniacal nos períodos de maior precipitação, como nos meses de maio, junho e julho devido à diluição dos esgotos por água pluvial que tem acesso à rede coletora. Por outro lado, o comportamento médio dos sólidos suspensos totais ao longo dos meses indicou uma elevação dos valores no período do inverno, que na região varia de julho a setembro, ocorrendo, como previsto, o aumento dos sólidos suspensos devido ao aumento das chuvas e ao carreamento de materiais para a rede coletora.

A aplicação do teste de Mann-Kendall analisa o p-valor e nos permite verificar que o p-valor calculado é menor que o nível de significância ($\alpha = 0,05$); dessa forma, para todos os indicadores de qualidade analisados, a hipótese alternativa é aceita, em que há existência de tendência significativa na série, ou seja, há mudança significativa no comportamento dos dados ao longo dos anos. Além disso, os valores negativos para ZMK indicam a existência de tendências significativas decrescentes da concentração de DBO, nitrogênio amoniacal e SST, o que pode ser comprovado pela curva de regressão linear da Fig. 9, confirmando o teste de Mann-Kendall.

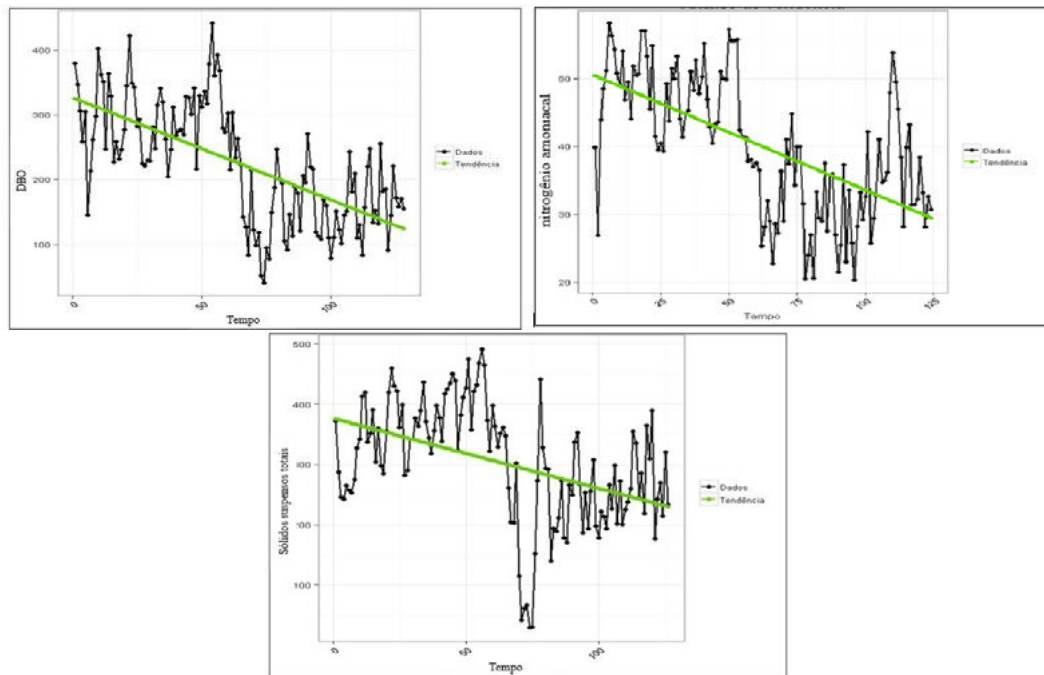


Figura 9 - Gráfico da análise de tendência da DBO

Sabendo que o teste de Mann-Kendall não é influenciado por pequenas alterações nos dados,

foi realizada a análise dos gráficos da decomposição (Fig. 10).

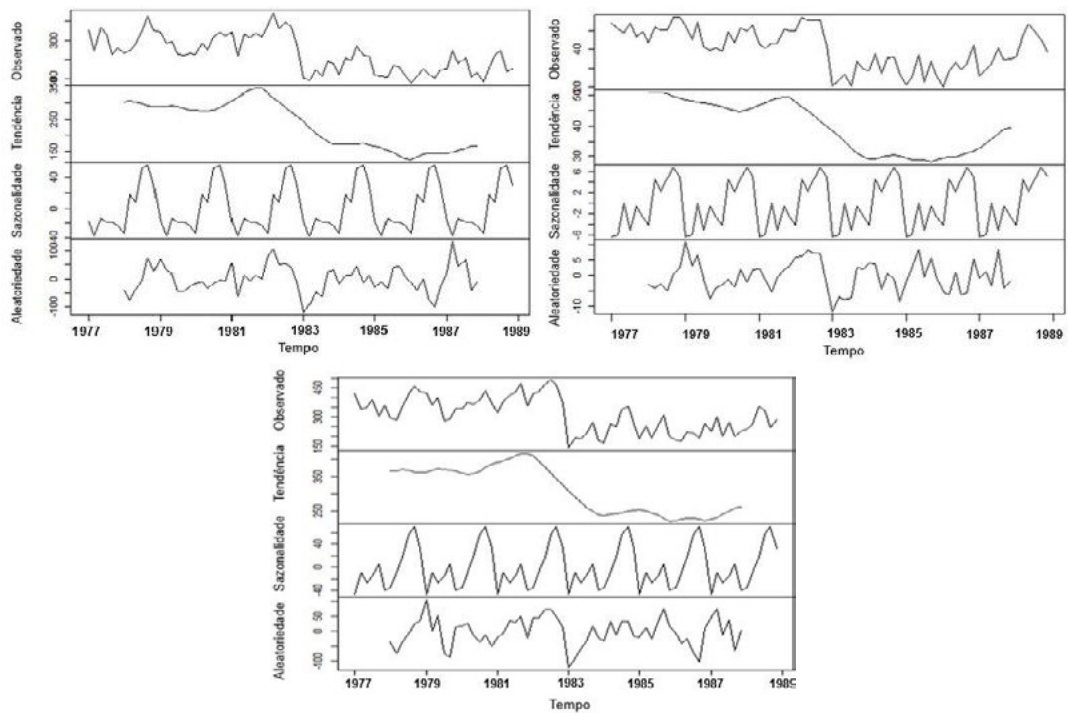


Figura 10 - Gráficos da decomposição para os dados de DBO.

Com relação à decomposição da série temporal do indicador DBO, identifica-se um comportamento de queda da tendência iniciada no segundo semestre de 1981, indicando possível diluição, por ação antrópica ou modificação do sistema, e um comportamento sazonal característico de elevação dos valores da DBO iniciando-se no meio cada ano e finalizando no início do ano seguinte.

A diminuição da DBO ao longo dos anos pode ser explicada a partir do aumento do sistema de esgotamento sanitário, iniciado em 1984, segundo Gomes (2013), causando a autodepuração ou a diluição do efluente a partir de novas colaborações ao sistema. Comportamento similar ao do nitrogênio amoniacal, tanto com relação à tendência como à sazonalidade, apresentando uma diminuição dos valores no segundo semestre de

1981 e uma elevação no segundo semestre de cada ano, indicando a possível relação entre elas e a diluição do efluente iniciada em 1981.

A análise da decomposição da série temporal do indicador sólidos suspensos totais, ilustrada na Fig. 10, mostra uma tendência que permanece constante até o segundo semestre de 1981 e em seguida decai até o segundo semestre de 1983, onde volta a ficar constante, indicando possível diluição do efluente nesse período específico. Já a sazonalidade apresenta picos de concentração entre o terceiro e o quarto trimestre de cada ano.

Analizando os gráficos FAC e FACP da série temporal dos indicadores, apresentados na Fig.11, e sabendo pelo teste Dickey-Fuller aumentado que a série só se torna estacionária após a sua primeira diferenciação (p -valor = 0,01), foram obtidos modelos SARIMA.

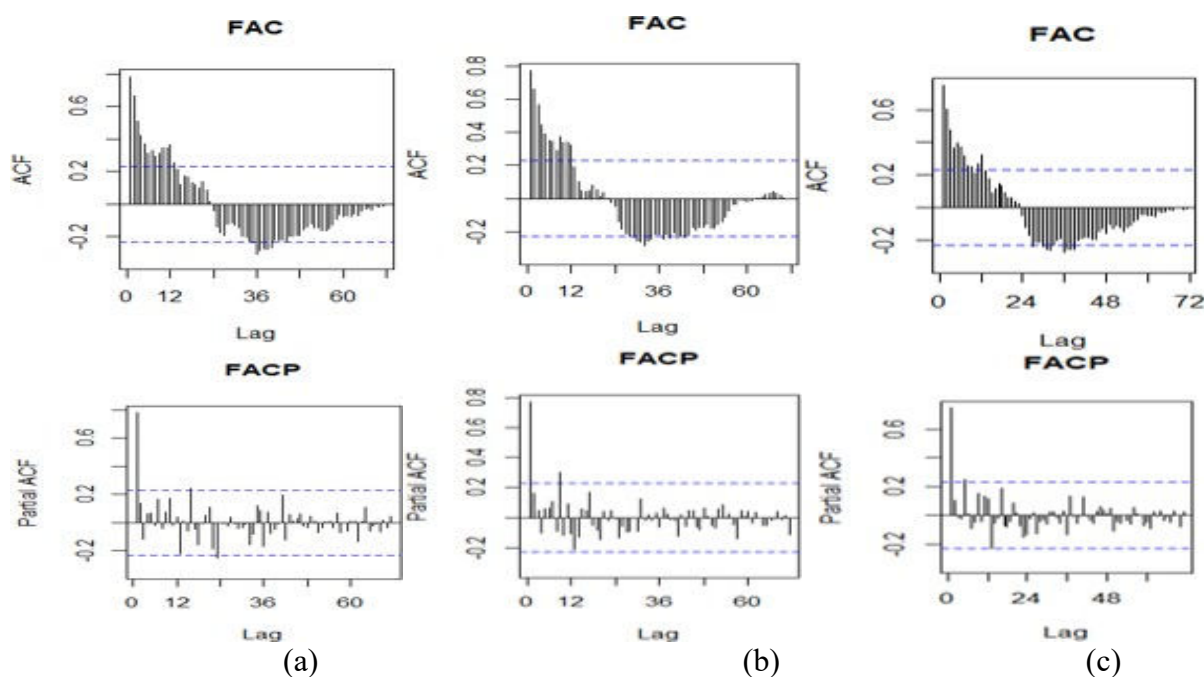


Figura 11 - Gráficos do FAC e FACP para os dados de: (a) DBO (b) nitrogênio amoniacal e (c) SST

Comparando os resultados do AIC, MAE e MAPE para cada modelo, chegamos a um melhor ajuste no modelo SARIMA(1,1,1)(1,0,0)12 para DBO,

SARIMA (1,1,1)(1,1,1)12 para nitrogênio amoniacal e SARIMA (1,1,1)(0,1,0)12 para SST. O levantamento dos resíduos dos modelos foi re-

alizado utilizando o *software* R como auxiliador, bem como a previsão com o modelo proposto

para os seis meses seguintes, como pode ser verificado, respectivamente, nas Fig. 12 e 13.

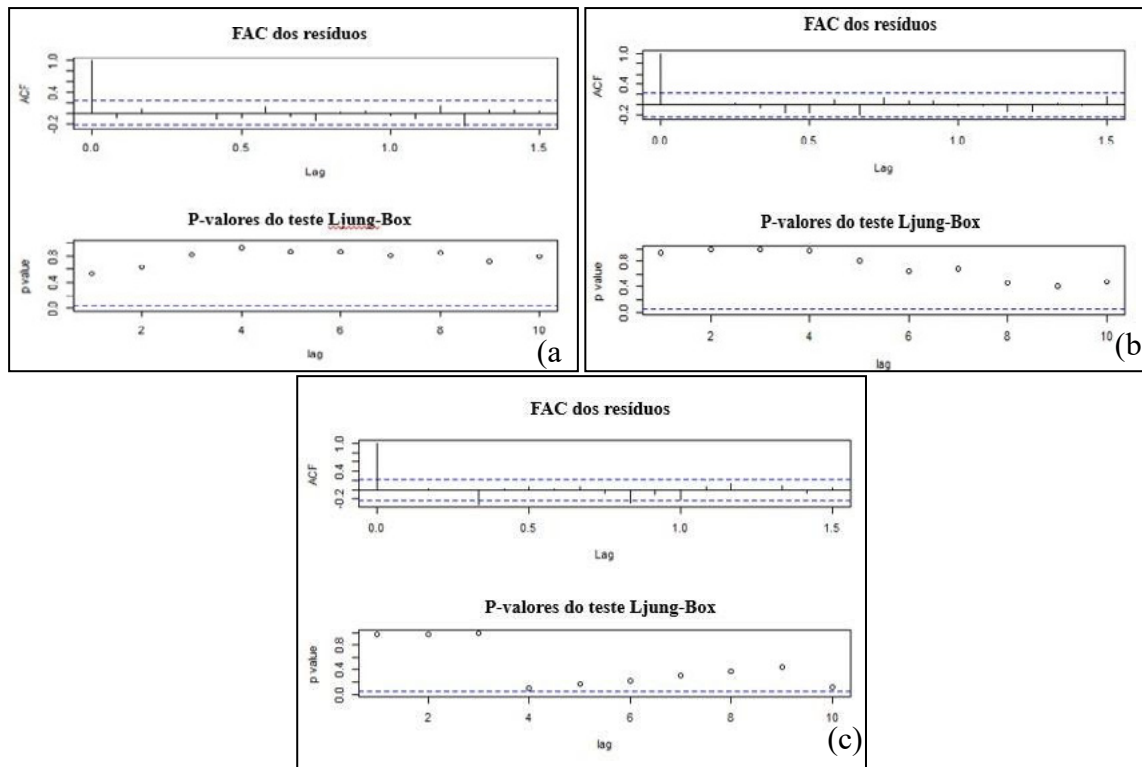


Figura 12 - Análise dos resíduos do modelo proposto para os dados de: (a) DBO (b) nitrogênio amoniacal e (c) SST.

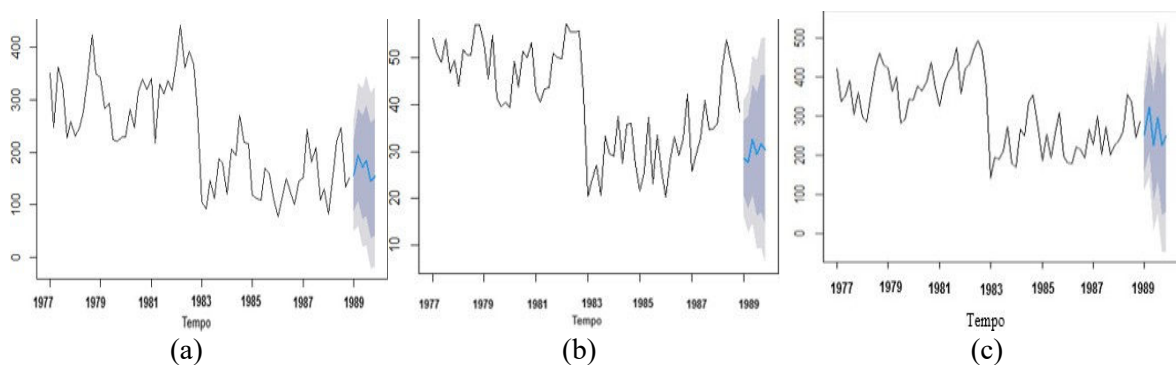


Figura 13 - Previsão com o modelo proposto para os dados de: (a) DBO (b) nitrogênio amoniacal e (c) SST.

A análise do gráfico da Fig. 12 indica que não há autocorrelação significativa, e os p- valores do teste Ljung-Box não são significativos. Com isso definimos que os resíduos não interferem na modelagem da série.

A previsão com os modelos propostos para os indicadores analisados indica que os 6 meses seguintes fornecem estimativas razoáveis.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No decorrer deste trabalho foram observadas relações sazonais de indicadores de qualidade de águas residuárias como: DBO, nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos totais, relacionados com os fatores hidrológicos precipitação e temperatura.

Verificou-se que a análise da série temporal para os dados de precipitação, bem como para a temperatura, não foi capaz de demonstrar uma tendência significativa dessas variáveis hidrológicas ao longo do período estudado; no entanto, foi possível identificar uma relação inversa entre precipitação e temperatura, possivelmente ocasionada devido à diminuição da temperatura em períodos de maiores índices de precipitação.

Já com relação à análise do comportamento da tendência dos indicadores de qualidade foi possível observar padrões de mudanças relacionados, tanto a diluição das águas residuárias durante o período chuvoso como a expansão do sistema de esgotamento sanitário para integração de novas e diversificadas contribuições entre os anos de 1984 e 1985.

Por fim, a análise de séries temporais pelo método Box-Jenkins nos permitiu modelar o comportamento dos dados de precipitação e temperatura, além dos indicadores de qualidade das águas residuárias, com modelos ditos satisfatórios após avaliação de erros e resíduos, também descrevendo efeito sazonal em todas essas variáveis, assim, dando ideia do comportamento futuro dessas variáveis.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, S. A. B. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e**

esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda no nordeste do Brasil – Estudo de caso. 85 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, UFCG, Campina Grande, 2007.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. ANA. Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/rede/rede_avaliacao.aspx>. Acesso em: 01 de Abril de 2019.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA. CAGEPA. **Projeto Técnico Complementar do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-PB** (Relatório Parcial) – TECNOSAN ENGENHARIA S/A. Campina Grande-PB, Janeiro 1985a.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA. CAGEPA. **Projeto Técnico Complementar do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-PB Volume I** – Memorial Descritivo-TECNOSAN ENGENHARIA S/A. Campina Grande-PB, Julho 1985b.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA. CAGEPA. **Sanesa -Saneamento de Campina Grande S/A Esgotos** (Relatório e Orçamentos) Escritório Saturnino de Brito, 1962. Campina Grande, PB, 1964.

DANTAS, L. G.; SANTOS, C. A. C.; OLINDA, R. A. Tendências anuais e sazonais nos extremos de temperatura do ar e precipitação em Campina Grande – PB. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 4, 423 – 434, 2015. DINIZ, J. M. T. Variabilidade da precipitação e do número de dias com chuvas em duas cidades distintas da Paraíba. *Holos*, v. 3, p. 171 – 180, 2013.

FERRARI, A. L.; COLABONE, R. O.; LUCAS, L. A.; LIMA, C. G.; VECCHIA, F. A. S. Análise estatística comparativa das condições meteorológicas de nevoeiro, temperatura e umidade relativa do ar em Pirassununga – SP. *Revista da UNIFA (Impresso)*, v. 26, p. 59– 64, 2013.

GOMES, E. F. **Perdas de vazão e seus efeitos na operação do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande-PB.** 84 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, UFCG, Campina Grande, 2013.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

TRINDADE, A. L. C. **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio São Francisco.** 181 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

Avaliação do modelo de cisterna adotado pelo programa um milhão de cisternas no município de Sousa-PB

Evaluation of cistern model adopted by the one million cisterns program in the municipality of Sousa-PB

• **Data de entrada:**
06/12/2021
• **Data de aprovação:**
26/12/2022

Valterlin da Silva Santos^{1*} | Antonione Pontes Abrantes¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.066>

ORCID ID

Santos VS  <https://orcid.org/0000-0002-4789-2937>

Abrantes AP  <https://orcid.org/0000-0002-4628-0250>

Resumo

As cisternas de placas surgem como uma tecnologia viável para promover o acesso à água potável às populações rurais do semiárido brasileiro. Entretanto, foram constatados problemas com relação à efetividade do suprimento de água por meio das cisternas. Assim, este estudo objetivou avaliar a eficiência da cisterna de placa adotada pelo Programa Um Milhão de Cisternas (P1MC) no atendimento das necessidades das famílias beneficiadas no município de Sousa - PB. Para tanto, desenvolveu-se um modelo de simulação para verificar o volume de água da cisterna e o atendimento às famílias, considerando um evento climático extremo (seca) e diferentes tipos de área de telhado e quantidades de pessoas nas residências. Os resultados mostraram que as residências com cinco pessoas só terão suas necessidades hídricas atendidas caso a área do telhado seja no mínimo de 90 m². O atendimento de outras residências com área de telhados diferentes dependerá da quantidade de pessoas na residência.

Palavras-chave: Cisterna de placa. Eficiência. Semiárido.

Abstract

The cisterns emerge as a viable technology to promote the availability of drinking water to rural populations in the Brazilian semiarid. However, some problems regarding the effectiveness of water supply families through this cistern were reported. So, this study aimed to analyze the efficiency and performance of P1MC's cistern in meeting the water needs of beneficiary families in Sousa-PB. For this, it was developed a simulation model to verify the volume of water from the cistern considering an extreme weather event (dry) for different types of roof area and residents in the house. The results showed that residence with five people will supply their water needs if the roof area was greater than or equal to 90 m². The supply of other residences with different roofs area will depend on the number of members in the house.

Keywords: Cistern. Efficiency. Semiarid.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** valterlin@yahoo.com.br.

1 INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro tem características climatológicas que se caracterizam pela distribuição irregular, tanto temporal como espacial, do volume chuvas, ocorrendo períodos de estiagens (secas) frequentes que provocam enormes prejuízos econômicos, sociais e ambientais (LUNA et al., 2011; ARAUJO, 2012; SOUSA et al., 2017).

Essas estiagens fragilizam, principalmente, as comunidades rurais que não contam com um sistema de saneamento, tanto para o consumo humano como para a agricultura (ALMEIDA e SOBRINHO, 2016).

A indisponibilidade de água na zona rural gera graves problemas, como grande esforço físico por parte das famílias que caminham grandes distâncias à procura de água para suprir as necessidades diárias; comprometimento do desenvolvimento socioeconômico local; e aumento do número de casos de doenças provenientes de contaminação por ingerir água de má qualidade (SILVA et al., 2014)

Para suprir a deficiência hídrica no meio rural, diferentes alternativas têm sido desenvolvidas e/ou adaptadas às condições semiáridas brasileiras visando ao armazenamento das águas das chuvas. Segundo MIRANDA (2011), a captação da água de chuva é uma das formas mais simples, viáveis e baratas para garantir o armazenamento hídrico na região.

Nessa perspectiva, as cisternas de placas surgem como uma das principais formas de captação e armazenamento da água de chuva. Isso porque aumentam o abastecimento existente e suprem a demanda em épocas de escassez, permitindo beneficiar várias famílias e diminuir o impacto da estiagem, principalmente em áreas rurais (SOUSA e SOUSA NETO, 2011).

Uma das soluções para promover o acesso à água veio da Articulação Semiárido Brasilei-

ro (ASA), que criou o “Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais - P1MC” (SILVA et al., 2014). A ideia é que não há como acabar com a seca, já que é um fenômeno climático comum e indeterminado; mas sim programar processos participativos para se adaptar a ela destacando para isso a questão da sustentabilidade (ASA, 2013).

O P1MC iniciou suas atividades em 2003, propondo fomentar ações de articulação e de convivência sustentável com o ecossistema do semiárido, por meio do fortalecimento da sociedade civil, da mobilização, do envolvimento e da capacitação das famílias, a partir de uma proposta de educação processual, que se operacionaliza em participação, mobilizações, reuniões, capacitações, engajamento, formação de agentes multiplicadores, das ações e habilidades propostas (SOARES JUNIOR e LEITÃO, 2017).

O objetivo do P1MC é beneficiar cerca de 5 milhões de pessoas em toda a região semiárida, com água potável para beber e cozinhar, por meio da construção de cisternas de placas com capacidade de armazenamento de água de 16.000 litros em localidades rurais atingidas por esse tipo de clima, de forma a atender às necessidades hídricas para uma família (SOUSA et al., 2012).

Para a ASA (2013), o P1MC remete à democratização da água para todos, tendo em vista que é um direito favorável e condição prévia para uma vida digna. Com isso, busca-se criar oportunidades no sentido de contribuir para que cada família da região tenha acesso à água, aprimorando a concepção de um Semiárido mais cidadão.

Silva et al. (2014) ressaltam que as cisternas de placa é uma tecnologia eficiente e capaz de suprir as necessidades hídricas durante o período de estiagem (8 meses), promovendo o acesso/disponibilidade à água, e “independência hídrica”, gerando assim a sustentabilidade das famí-

lias rurais em meio às adversidades edafoclimáticas do Semiárido brasileiro.

Medeiros et al. (2010) relatam que os resultados do programa têm alcançado outras dimensões, como gerar reflexões sobre a vida comunitária, a fim de que prevaleça a união entre os seus membros, as formas de participação e organização popular, modos criativos de buscar outras políticas, e têm contribuído, assim, com a transformação de outros aspectos do cotidiano das famílias

Morais, Paiva e Sousa (2017), analisando o P1MC no Estado do Rio Grande do Norte, concluíram que o programa é amplamente efetivo no atendimento aos seus pressupostos (Fortalecimento da autoestima, Socialização das experiências, Fortalecimento da cidadania, Aprender-fazendo e Envolvimento das famílias), possuindo caráter centrado na formação para a convivência com o semiárido, pelo viés da autonomia das famílias e da organização sociopolítica e comunitária.

Soares Junior e Leitão (2017), analisando a implantação do P1MC, na região do Semiárido de Pernambuco, perceberam que o programa fomentou, por meio da participação de alguns atores sociais, a ampliação do saber fazer, em que pese o fato de que uma parte dos beneficiários considera de cunho político e assistencialista as ações do Programa.

Lordelo et al. (2017), avaliando o uso e o funcionamento das cisternas do P1MC no semiárido baiano, evidenciaram um alto nível de satisfação dos usuários com as ações do P1MC, já que as cisternas significaram o acesso à água nas proximidades do domicílio, implicando em alterações significativas no modo de vida e nas estratégias para a garantia de um direito tão essencial quanto a água.

Marinho, Campos e Lima (2019), avaliando a percepção da importância das cisternas de placas pelos moradores da Comunidade Torre, zona

rural de Serra Redonda, Agreste Paraibano, evidenciam o reconhecimento dos benefícios trazidos pelas cisternas de placas por parte dos moradores, ao mesmo tempo em que reafirmam as melhorias à qualidade de vida promovidas pela implantação dessa tecnologia na comunidade.

Pereira e Souza (2020), verificando a percepção dos moradores da comunidade de Lagoa da Roça - BA em relação ao uso da cisterna de placas, constataram que as famílias beneficiadas afirmam receber água para o consumo de boa qualidade, reduzindo os casos de diarreias antes existentes, sendo que a água armazenada dentro das cisternas no período das chuvas superou as expectativas propostas.

É relevante a compreensão de que essa tecnologia tenha desencadeado mudanças reais na vida de agricultores, sobretudo no que se refere ao acesso a água para convivência com o fenômeno da seca. Todavia, em função da ocorrência de longos períodos de déficit pluviométrico, contribuíram para que a água das cisternas não fosse suficiente para atender às necessidades hídricas das famílias rurais. Em razão disso, as pessoas têm buscado outras fontes para complementar as suas necessidades, como carros-pipa (CAVALCANTI e BRITO, 2009).

A grande questão é que essa tecnologia foi criada para preencher a deficiência hídrica dos moradores do campo, principalmente no que concerne ao consumo humano, o que de certa forma não vem acontecendo, já que esse meio de armazenamento em muitas realidades não tem sido suficiente para o consumo nos períodos de estiagem (SANTOS, CEBALLOS e SOUSA, 2013).

Lordelo et al. (2017) relatam que alguns estudos têm mostrado que, apesar dessa iniciativa ter tido impacto significativo para a população, a cisterna não se mostrou suficiente para o enfrentamento da problemática do acesso à água, além de se constatarem problemas de estrutura,

operacionais e sanitários, os quais têm contribuído para comprometer a qualidade da água.

Silva et al. (2014) observaram no município de Pedra Lavrada - PB que a água das cisternas, além de suprir a sede e a higiene pessoal das famílias, é utilizada em atividades como a lavagem de roupa e do domicílio e dessedentação de animais, fato que faz com que a água acumulada na cisterna dure, em média, 114 dias (3,8 meses), tendo as famílias recorrendo a carros-pipa para atender a suas necessidades hídricas durante o restante dos meses de estiagem. Os autores também constataram ausência de fiscalização das cisternas com problemas (rachaduras e vazamentos) e a impossibilidade da água das cisternas de atender aos anseios familiares (dessedentação animal ou cultivo de pequenas lavouras).

Gomes e Heller (2016) avaliaram o P1MC a partir do ponto de vista dos seus usuários em 63 municípios no semiárido do estado de Minas Gerais com aplicação de questionários e observação em campo no período de fevereiro de 2009 a julho de 2011. Os resultados indicaram que a presença dos sistemas de aproveitamento de água de chuva reduziu em quase 90% o total de tempo despendido na busca de água; no entanto, existiram problemas relacionados à qualidade e à quantidade de água disponibilizada. Os autores enfatizam que o programa tem atingido suas metas de construção das estruturas físicas, mas a persistência de elevada precariedade das condições socioeconômicas é um fator limitante para o alcance da efetividade do programa.

Carvalho, Lima e Silva (2017), avaliando o P1MC na comunidade Agreste de Baixo no município de São Miguel/RN, constaram que a operacionalização do programa na comunidade contribuiu para minimizar os efeitos da seca. Contudo, os autores enfatizam que as cisternas de placas em si ainda não são suficientes para firmar a total autonomia hídrica da população da referida localidade.

Logo, é preciso, a partir do âmbito e das finalidades do referido programa, fazer uma avaliação da eficiência da implantação do sistema de gestão por meio da captação e aproveitamento da água de chuva em cisternas de placas (SILVA et al., 2014).

O município de Sousa, localizado no sertão do estado da Paraíba, foi contemplado com 806 cisternas de placas, com apoio do Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome (MDS) e construídas por uma ONG de domínio da ASA, beneficiando mais de 4.000 pessoas em 52 comunidades rurais, representando uma capacidade total de armazenamento de 12.896.000 litros de água.

Contanto, no presente trabalho tem-se o seguinte questionamento: será que a cisterna do P1MC consegue suprir as necessidades hídricas dos beneficiados nas comunidades rurais da região de Sousa-PB?

Assim, este estudo tem por objetivo analisar a eficiência e o desempenho do modelo de cisterna adotado pelo P1MC no atendimento das necessidades hídricas das famílias beneficiadas no município de Sousa-PB.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

2.1 Descrição da área de estudo

O município de Sousa (Fig. 1) está situado na mesorregião do sertão paraibano, abrangendo uma área de 738 km² e uma população de 65.807 habitantes (IBGE, 2010). O clima predominante é o tropical semiárido, com aparecimento de chuvas de verão-outono resultantes da atuação das frentes de convergência intertropical (CPRM, 2005). A temperatura média anual é de 26 °C, sendo as mais elevadas nos meses de outubro a janeiro. A umidade relativa do ar varia de 56 a 74%, a insolação média é de 8,7 horas e a velocidade do vento média é de 3,0 m/s. A média

das precipitações anuais situa-se em torno de 914,4 mm, dos quais aproximadamente 66%

ocorrem no trimestre mais chuvoso (fevereiro a abril) (ANA, 2016).

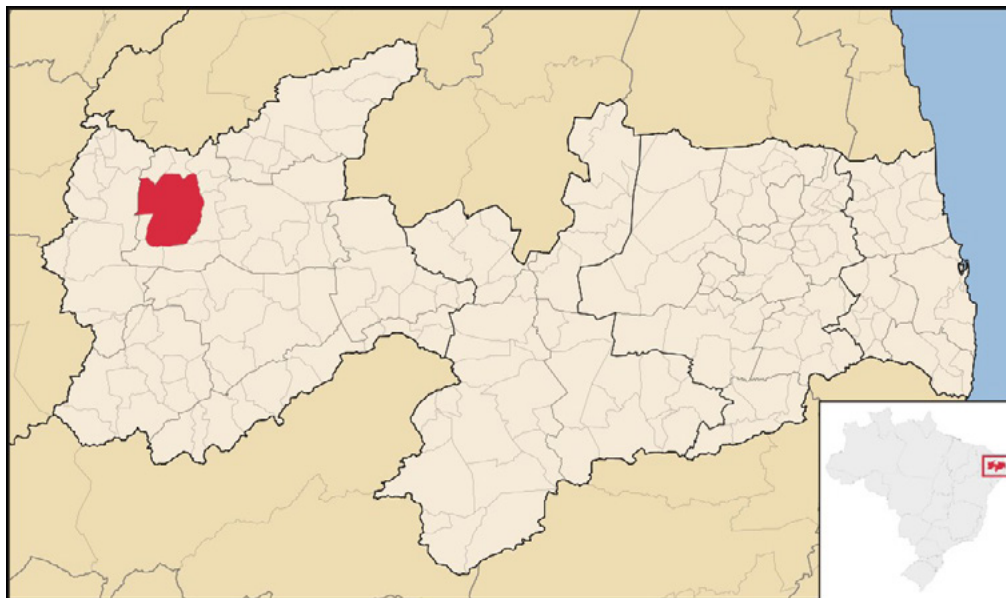


Figura 1 - Localização do município de Sousa no Estado da Paraíba, Brasil.

Fonte: Oliveira Junior (2019).

Segundo IBGE (2010), 21,5% da população do município de Sousa-PB (13.922 pessoas) residem na zona rural. Em síntese, as localidades rurais são as que mais sofrem com o problema das secas, pois estão submetidas à escassez hídrica proveniente das condições climáticas por não deterem mecanismos de gestão hídrica e por depender sucintamente das cisternas de placas para consumo humano e doméstico (SILVA et al., 2014).

O questionário foi aplicado numa amostra probabilística (nível de confiança de 95% e margem de erro de $\pm 5\%$) composta por 260 famílias selecionadas, por meio Amostragem Aleatória Simples, da lista dos beneficiários com a construção das cisternas no município de Sousa-PB, disponibilizada pela Associação Programa Um Milhão de Cisternas (AP1MC).

2.2 Caracterização das famílias beneficiadas

Para a caracterização das famílias beneficiadas com a construção das cisternas de placas no município de Sousa-PB, inicialmente elaborou-se um questionário com o intuito de determinar:

1. Área da captação (telhado residencial).
2. Número de pessoas residentes na casa.
3. Forma de utilização da água pelas famílias.

2.3 Cenários propostos

No desenvolvimento do presente trabalho, surgiram os seguintes questionamentos:

1. A cisterna fica cheia após o fim do período chuvoso?
2. A cisterna conseguiria atender ao consumo das famílias considerando uma seca de três anos consecutivos?

Para responder a esses questionamentos foram desenvolvidos os seguintes cenários:

- **Cenário 1:** Analisar o comportamento do volume de água da cisterna considerando o período chuvoso de um ano seco para diferentes áreas de telhado e conjunturas familiares.
- **Cenário 2:** Analisar o comportamento do volume de água da cisterna considerando uma seca de três anos consecutivos para diferentes áreas de telhado e conjunturas familiares.

2.4 Dados pluviométricos

Os dados pluviométricos foram obtidos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020). Decidiu-se utilizar a série histórica diária da Estação Climatológica de São Gon-

çalo, por ela apresenta uma maior quantidade de anos sem apresentar falhas.

A Fig. 2 apresenta os valores anuais de precipitação da Estação Climatológica de São Gonçalo nos últimos 26 anos. Observa-se que os anos de 1998 e 2012 apresentam as menores lâminas anuais de precipitação (com menos de 600 mm), enquanto os anos de 2008, 2009 e 2011 apresentam as maiores lâminas anuais (com mais de 1300 mm). No ano de 2012, o total anual precipitado ficou em cerca de 60% da média histórica (914 mm), com uma probabilidade de retorno de 10%, ou seja, de 10 em 10 anos espera-se uma precipitação menor ou igual à que ocorreu. Além do mais, o triênio 2012-2014 foi o mais seco dos últimos 60 anos. Assim, escolheu-se o ano de 2012 para a simulação do cenário 1, por ser o ano mais seco recentemente e o triênio 2012-2014 para a simulação do cenário 2.

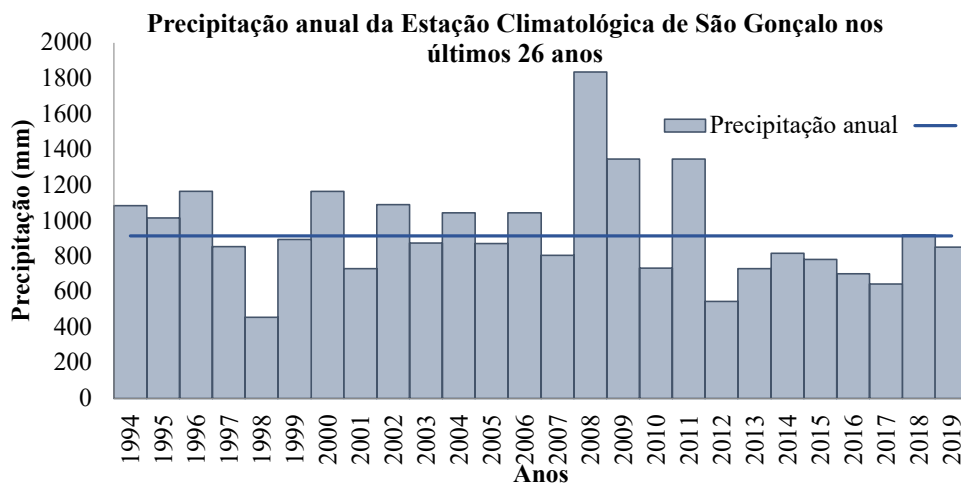


Figura 2 - Precipitação anual da Estação Climatológica de São Gonçalo nos últimos 26 anos

Fonte: Elaboração própria a partir de INMET (2020) e AESA (2020)

A Fig. 3 apresenta os valores mensais de precipitação do triênio 2012-2014 e a média histórica do Posto São Gonçalo. Observa-se que as precipitações em janeiro e fevereiro de 2012 foram acima da média histórica, porém em março de 2012 cho-

veu menos que 89% do total esperado para o mês todo, sendo que de agosto a dezembro de 2012 não ocorreram precipitações na região. Além do mais, as precipitações de janeiro a março de 2013 e 2014 foram abaixo da média histórica.

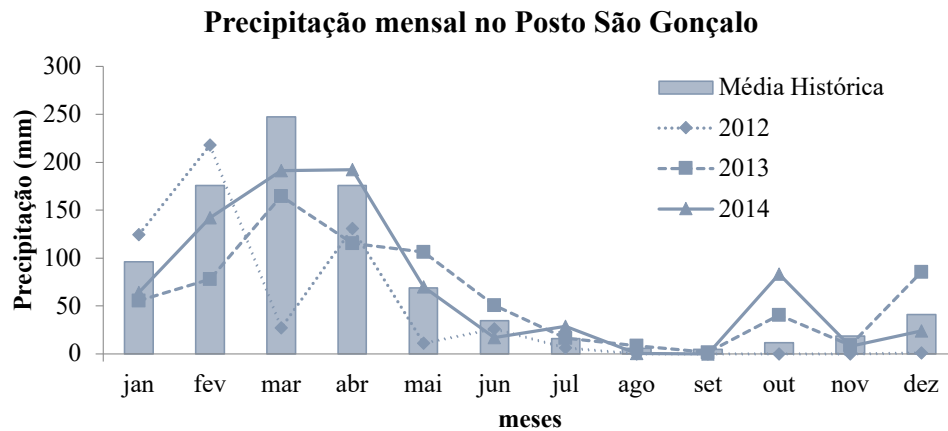


Figura 3 - Precipitação mensal nos anos de 2012 a 2014 e média histórica do Posto São Gonçalo.
 Fonte: Elaboração Própria a partir de INMET (2020)

2.5 Modelo de simulação do volume de água da cisterna

Para averiguar o volume de água da cisterna e o atendimento das famílias beneficiadas nos cenários propostos, foi desenvolvido o modelo de simulação descrito abaixo.

O volume de água da cisterna é obtido pela Eq. 1.

$$V(t) = V(t-1) + V_p(t) - V_c(t) \quad (1)$$

Sendo $V(t)$ o volume de água da cisterna no final do dia t , em m^3 ; $V(t-1)$ o volume de água da cisterna no início do dia t , em m^3 ; $V_p(t)$ o volume de água precipitado (captado) na cisterna no dia t , em m^3 ; $V_c(t)$ volume de água da cisterna consumido pelas famílias no dia t , em m^3 .

O volume de água da cisterna está limitado pelo volume mínimo (V_{min}), em m^3 , que representa o menor volume de água que pode ser utilizado na cisterna, e pela capacidade de armazenamento (V_{max}), em m^3 , tal condição é expressa matematicamente pela Eq. 2:

$$V_{min} \leq V(t) \leq V_{max} \quad (2)$$

O volume precipitado na cisterna é obtido pela Eq. 3:

$$V_p(t) = K \times A_t \times P(t) \quad (3)$$

Sendo A_t a área de captação da água da chuva da residência, em m^2 ; e $P(t)$ a taxa precipitada no dia t , em m ; K coeficiente que reflete as condições do sistema de captação ($0 \leq K \leq 1$).

O volume de água da cisterna consumido pelas famílias é obtido pela Eq. 4:

$$V_c(t) = \begin{cases} D(t) & \text{se } V(t) \geq D(t) \\ V(t) - V_{min} & \text{caso contrário} \end{cases} \quad (4)$$

Sendo $D(t)$ a demanda diária de água a ser consumida pela família obtida pela Eq. 5.

$$D(t) = CDP(t) \times QP \quad (5)$$

Sendo CDP o consumo diário por pessoa no dia t , em $m^3/\text{pessoa}/\text{dia}$, e QP é o número de pessoas residente na casa.

A Eq. 5 implica que, caso o volume de água da cisterna seja menor do que a demanda de água a ser consumida pela família, não haverá atendimento integral das necessidades hídricas desta família.

2.6 Critérios operacionais

Segundo técnicos da ASA, não é recomendável acumular a água das primeiras chuvas, pois é possível que o telhado esteja com muita sujeira, aumentando as chances de comprometimento da qualidade da água da cisterna. Com isso, recomenda-se a espera de uma chuva de no mínimo 40 mm para limpar o telhado, para assim começar o acúmulo de água.

O volume máximo da cisterna é de 16 m³; considerou-se que toda água da cisterna poderia ser utilizada, logo o volume mínimo foi igual a zero.

Segundo MDS (2011), o consumo diário por pessoa, usado exclusivamente para beber, cozinhar,

lavar as mãos e utensílios domésticos de uso imediato, é de cerca 13 litros de água.

Considerou-se que, inicialmente, a cisterna estava seca tanto para o cenário 1 como para o cenário 2; que a área de captação da água de chuva é igual à área do telhado das residências e; que a estrutura física da cisterna e das tubulações está em perfeita condições, não havendo perda da água da chuva captada.

3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 Caracterização das famílias beneficiadas

A Fig. 4 apresenta a porcentagem de pessoas residentes nas casas contempladas com a construção de cisterna. Observa-se que a grande maioria das residências (cerca de 87%) tem entre 2 a 5 pessoas. Em média espera-se encontrar entre 3 a 4 pessoas nas residências.

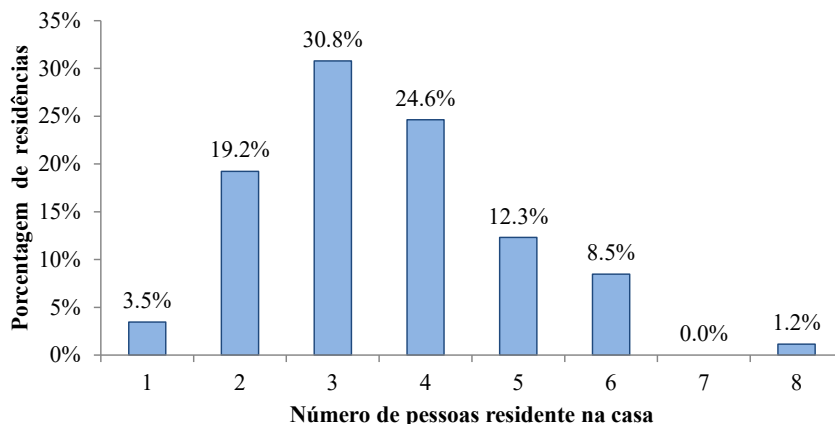


Figura 4 - Porcentagem de pessoas residentes nas casas contempladas com a construção das cisternas.

Fonte: Autoria Própria

A Fig. 5 apresenta a porcentagem da área do telhado das residências contempladas com a construção de cisternas.

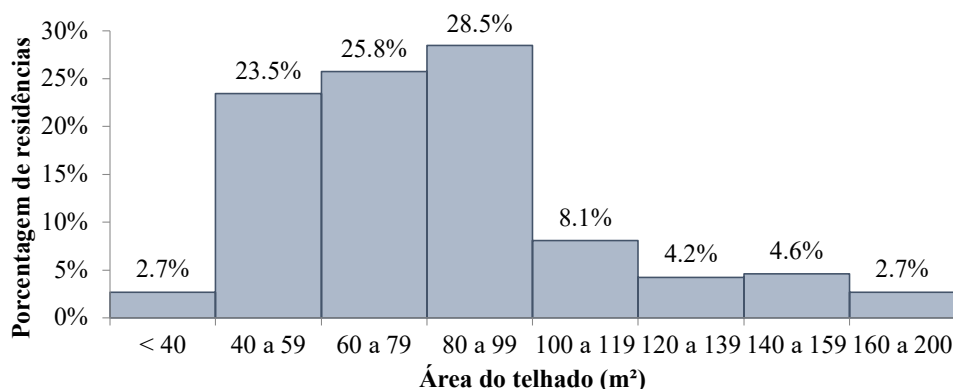


Figura 5 - Área do telhado das casas contempladas com a construção das cisternas.

Fonte: Autoria Própria

Tem-se que a grande maioria (cerca de 78%) das residências contempladas com a construção de cisterna tem uma área do telhado entre 40 a 100 m². A área média dos telhados é de 80 m². Menos de 20% das residências tem área do telhado maior que 100 m² e apenas cerca de 3% das residências têm área menor a 40 m².

A área do telhado é de vital importância para a garantia e eficiência do abastecimento de água das famílias por meio da cisterna, pois áreas de telhados muito pequenas podem não captar água de chuva suficiente para atender às necessidades das famílias.

Constatou-se que 6% das famílias beneficiadas utilizam a cisterna como única fonte de água. Tal

fato é preocupante porque compromete a viabilidade do uso da água da cisterna, que inicialmente está destinada apenas para o consumo humano e o preparo de alimentos.

Das famílias beneficiadas que utilizam outra fonte de água além da cisterna (96%) tem-se que a principal fonte de água utilizada, além da cisterna, é o poço artesiano (Fig. 6). Tal fonte, segundo os moradores, apresenta-se, atualmente, imprópria para o consumo humano devido à grande quantidade de sal presente na água, sendo utilizada apenas para a lavagem de roupa, dos utensílios e higiene pessoal. Constatou-se, também, que algumas famílias (3%) recorreram ao carro pipa para preencher a cisterna novamente, pois a mesma tinha se esvaziado.

Outras fontes de água

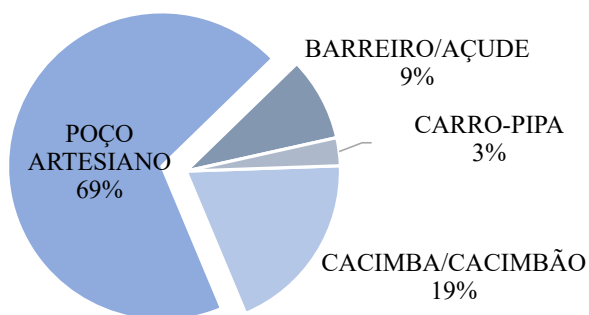


Figura 6 - Outras fontes de água das famílias além da cisterna

Fonte: Autoria Própria

3.2 Comportamento do volume de água da cisterna

3.2.1 Cenário 1

O objetivo desse cenário é avaliar se ao final o período chuvoso (janeiro a abril) de um ano seco (2012) a cisterna estará completamente cheia. Para tanto se consideraram residências com áreas de telhado maior ou igual a 40 m² (cerca de 97% das residências) com até 5 pessoas (cerca de 90% das residências).

A Fig. 7 apresenta o volume de água simulado da cisterna no período de janeiro a abril de 2012. Observa-se que a cisterna só começa a acumular água em meados de fevereiro devido à recomen-

dação de que as primeiras chuvas devem ser utilizadas para a limpeza do telhado.

As residências com área do telhado igual a 50 m² com até 3 pessoas (Fig. 7B) e com área de telhado maior ou igual a 60 m² com até 5 pessoas residindo (Fig. 7C e 7D) têm garantia de que a cisterna estará completamente cheia de água ao final do período chuvoso em um ano seco. As residências com área do telhado menor ou a igual a 40 m² (Fig. 7A), independentemente da quantidade de pessoas da residência, e as residências com área do telhado igual a 50 m² com mais de 3 pessoas (Fig. 7B) não conseguirão ter a cisterna completamente cheia ao final do período chuvoso do ano seco (janeiro a maio de 2012).

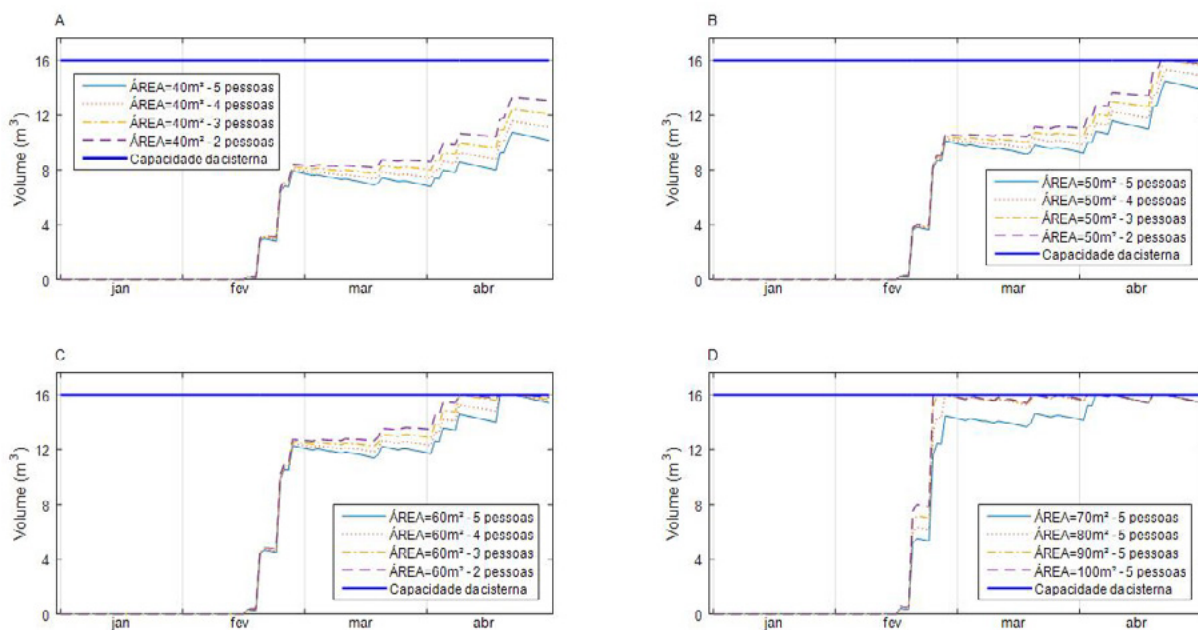


Figura 7 - Volume de água simulado da cisterna no Cenário 1 com área do telhado igual a (A) 40 m², (B) 50 m², (C) 60 m² e (D) 70 m² a 90m².

Fonte: Autoria Própria

Desse modo, espera-se que pelo menos 72% das residências contempladas no município de Sousa tenham suas cisternas cheias ao final do período chuvoso, mesmo em um ano seco. Vale ressaltar que, uma vez cheia de água, a cisterna deve ga-

rantir o consumo para as famílias por cerca de 08 meses, ou seja, se considerarmos que o regime de chuvas da região se estende até o final de abril, pode-se concluir então que a água da cisterna deve durar até dezembro.

3.2.2 Cenário 2

O objetivo desse cenário é avaliar se a cisterna consegue atender às necessidades hídricas das famílias considerando uma seca prolongada

(2012-2014) e residências com áreas de telhado maior ou igual a 40 m² com até 5 pessoas.

A Tabela 1 apresenta as garantias de atendimentos das necessidades hídricas das famílias para o período analisado.

Tabela 1 - Garantias de atendimentos das necessidades hídricas das famílias.

		Quantidades de pessoas na residência			
		5 pessoas	4 pessoas	3 pessoas	2 pessoas
Área do Telhado	40 m ²	89.6%	95.8%	100%	100%
	50 m ²	95.8%	100%	100%	100%
	60 m ²	98.7%	100%	100%	100%
	70 m ²	99.3%	100%	100%	100%
	80 m ²	99.9%	100%	100%	100%
	90 m ²	100%	100%	100%	100%

Fonte: Autoria Própria

Constata-se que as residências com 5 pessoas só terão 100% de garantia de atendimento de suas necessidades hídricas se a área de telhado for maior ou igual a 90 m². As residências com até 3 pessoas, independentemente da área do telhado, e com 4 pessoas com área de telhado maior ou igual a 50m² também terão 100% de suas necessidades hídricas atendidas no período analisado (2012-2014).

Apesar de, ao final do período chuvoso de 2012, as residências com área de telhado entre 60 m² e 80 m² com 5 pessoas residindo terem suas cisternas cheias, tal fato não irá garantir que as necessidades hídricas das famílias serão integralmente atendidas considerando uma seca prolongada.

Destaca-se o fato de que as residências com área de telhado igual a 50 m² com 4 pessoas e 40 m² com 3 pessoas residindo, mesmo não tendo sua cisterna cheia ao final do período chuvoso de 2012, terão suas necessidades hídricas totalmente atendidas ao longo do período analisado.

A Fig. 8 apresenta o volume de água simulado da cisterna no período de janeiro de 2012 a dezembro de 2014.

Observa-se que as cisternas das residências com área de telhado igual a 40 m² com 4 ou 5 pessoas e com área de telhado igual a 50 m² com 5 pessoas tiveram a cisterna completamente vazia no final de 2012.

Apesar de as residências com área de telhado entre 60 m² e 80 m² com 5 pessoas residindo não terem suas cisternas esvaziadas no final de 2012, as precipitações abaixo da média nos meses de janeiro e fevereiro de 2013 não foram suficientes para recarregar a cisterna e atender às necessidades hídricas das famílias no período.

Destaca-se o fato de que nenhuma cisterna se esvaziou completamente no final de 2013 e de 2014, anos considerados de pluviometria abaixo da média, evidenciando que as cisternas cumpriram seu objetivo de garantir água de boa qualidade às famílias das comunidades rurais do município de Sousa, tendo ressalvas para os eventos extremos (secas) prolongados.

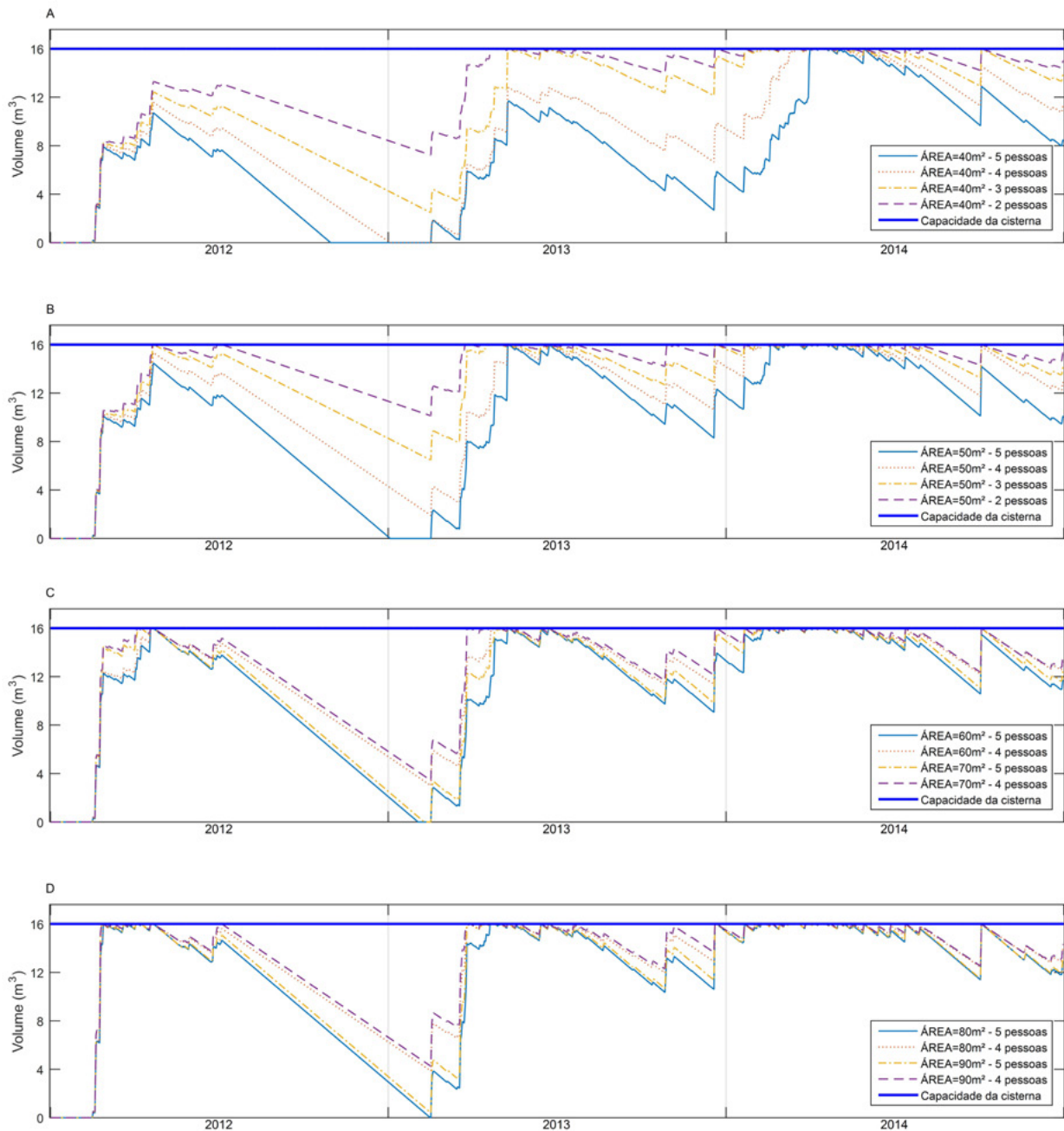


Figura 8 - Volume de água simulado da cisterna no Cenário 2 com área do telhado igual a (A) 40 m², (B) 50 m², (C) 60 m² e 70 m² e (D) 80 m² e 90m².

Fonte: Autoria Própria

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados e na metodologia apresentada pode-se concluir que apenas as residências com área do telhado maior ou igual a 60 m² com até 5 pessoas e com área de telhado igual a

50 m² com até 3 pessoas residindo têm garantia de que estarão completamente cheias de água ao final do período chuvoso de um ano seco. Entretanto, o fato de a cisterna estar completamente cheia de água ao final do período chuvo-

so não garante que as necessidades hídricas das famílias serão integralmente atendidas durante uma seca prolongada.

Só terão garantias de atendimento de suas necessidades hídricas as residências com áreas de telhado maior ou igual a 90 m² com até 5 pessoas residindo, maior ou igual a 50 m² com até 4 pessoas residindo e com 40 m² com até 3 pessoas residindo. Essas residências representam cerca de 77% do total das beneficiadas com a construção de cisternas.

Pode-se concluir que a cisterna é uma tecnologia bastante eficiente em suprimento de água para as famílias beneficiadas para a região do município de Sousa. Entretanto, é necessário consideramos fatores limitantes ao uso dessa tecnologia, como o tamanho do telhado, quantidade de pessoas nas residências e a necessidade de água das famílias. Por fim, recomenda-se que sejam realizados novos estudos considerando a variação do consumo de água das famílias para o melhor aproveitamento da água da cisterna.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (AESAs). **Meteorologia – Chuvas**. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu**. Brasília: ANA, 2016, 160p.
- ALMEIDA, C. L.; SOBRINHO, J. F. convivência com o semiárido através do uso de cisternas de placas. **Ambiente & Educação**, v. 21, n.2, 2016, p. 8-26.
- ARAÚJO, J. C. Recursos hídricos em regiões semiáridas. In: GHEYI, H. R.; PAZ, V. P. S.; MEDEIROS, S. S.; GALVÃO, C. O. (Eds.) **Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações**. Campina Grande: INSA, Cruz das Almas: UFRB, 2012, p. 30-43.

ARTICULAÇÃO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO (ASA). **Programa Um Milhão de Cisternas**. Recife: Assessoria de Comunicação da ASA – ASACOM, 2013, 18p.

CARVALHO, R. V.; LIMA, R. E. S.; SILVA, R. T. O programa um milhão de cisternas (P1MC): uma alternativa de convivência com o semiárido na comunidade agreste de baixo – São Miguel/RN. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 61, 2017 p. 136-149. <https://doi.org/10.14393/RCG186109>

CAVALCANTI, N. B.; BRITO, L. T. L. Captação de água de chuvas em cisterna rurais. In: Simpósio Brasileiro de Manejo e Captação de Água de Chuva, 7 **Anais...** Caruaru: ABCMAC, 2009.

GOMES, U. A. F.; HELLER, L. Acesso à água proporcionado pelo Programa de Formação e Mobilização Social para Convivência com o Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais: combate à seca ou ruptura da vulnerabilidade? **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, 2016, p. 623-633. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016128417>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/sousa/Pesquisa/23/27652?detalhes=true>>. Acesso em: 10 jan. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP)**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

LORDELO, L. M. K.; BORJA, P. C.; PORSANI, M. J.; MORAES, L. R. S.; ORRICO, S. R. M. avaliação do uso e funcionamento das cisternas do P1MC – um estudo no semiárido baiano. **Gesta**, v. 5, n. 2, 2017, p. 107-121. <https://doi.org/10.9771/gesta.v5i2.21542>

LUNA, C. F.; BRITO, A. M.; COSTA, A. M.; LAPA, T. M.; FLINT, J. A.; Marcynuk, P. Impacto do uso da água de cisternas na ocorrência de episódios diarreicos na população rural do agreste central de Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Saúde Materna e Infantil**, v. 11, n. 3, 2011. p. 283-292. <https://doi.org/10.1590/S1519-38292011000300009>

MARINHO, J. O; CAMPOS, J. O; LIMA, V. R. P. A importância das cisternas de placas na zona rural de Serra Redonda - PB: uma análise da comunidade Torre. **GeoTemas**, v. 9, n. 1, p. 7-27, 2019.

MEDEIROS, J. C. A.; SILVEIRA, S. M. B.; NEVES, R. S. Água e cidadania no semiárido brasileiro: A experiência do Programa Um Milhão de Cisternas rurais (P1MC) da ASA Brasil. In: Congresso Latino-Americano de Sociologia Rural, 8 **Anais...** Recife: ALASRU, 2010.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO SOCIAL E COMBATE À FOME (MDS). **Manual para execução do Programa Cisternas**. 2011. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/254200301/Manual-de-Execucao-Do-Programa-Cisternas-Primeira-Agua-Agua-de-Beber-e-Cozinhar-17dez12-PDF-pagespeed-ce-TOJOH-x63M>>. Acesso em: 18 nov. 2017.

MIRANDA, P. C. **Cisternas no cariri paraibano: avaliação das práticas de educação ambiental no uso higiênico da água.** 2011. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2011.

MORAIS, H. A. R.; PAIVA, J. A.; SOUSA, W. J. Avaliação do programa um milhão de cisternas rurais (P1MC): eficácia, eficiência e efetividade nos territórios do Rio Grande do Norte (2003/2015). **Revista de Políticas Públicas**, v. 21, n. 1, 2017, p. 1-28. <https://doi.org/10.18764/2178-2865.v21n1p133-158>

OLIVEIRA JUNIOR, M. E. **Localização de Sousa na Paraíba.** 2019. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Sousa_%28Para%C3%ADba%29>. Acesso em: 15 mar. 2020.

PEREIRA, J. F.; SOUZA, S. O. Percepção sobre o uso de cisternas de placas enquanto método de captação de água da chuva na comunidade de Lagoa da Roça, Campo Formoso-BA. **GEOTemas**, v. 10, n. 1, p. 23-47, 2020. <https://doi.org/10.33237/geotemas.v10i1.3791>

SANTOS, A. C.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, C. M. Políticas públicas de água e participação no semiárido: limites e tensões no P1MC. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, 2013, p. 145-161. <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i1.8279>

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico**

do município de Sousa-Paraíba. Recife: Ministério de Minas e Energia, 2005.

SILVA, J. A. L.; MEDEIROS, M. C. S.; FREITAS, J. P.; DANTAS, H. F. S.; AZEVEDO, P. V. Gestão hídrica a partir de cisternas de placas: Avaliação socioambiental da eficiência do P1MC no município de Pedra Lavrada – PB. **Revista Holos**, v. 30, n. 04, 2014, p. 47-60. <https://doi.org/10.15628/holos.2014.1541>

SOARES JUNIOR, D. A.; LEITÃO, M. R. F. A. Desenvolvimento local: o Programa Um Milhão de Cisternas (P1MC) em Tupanatinga, PE. **Interações**, v. 18, n. 1, 2017, p. 75-87. [https://doi.org/10.20435/1984-042X-2017-v.18-n.1\(06\)](https://doi.org/10.20435/1984-042X-2017-v.18-n.1(06))

SOUSA, J. M.; SILVA, R. J. N.; DUARTE, K. A.; VASCONCELOS, C. M.; NOGUEIRA, J. M. S. Avaliação conceitual do Programa Um Milhão de Cisternas na comunidade de Larges – Quixeramobim. In: Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água da Chuva, 8 **Anais...** Campina Grande: INSA, 2012.

SOUSA, T. P.; SOUSA NETO, E. P. Capacidade de captação e armazenamento da água de chuva em comunidades rurais do município de João Dias-RN. In: Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água da Chuva, 8 **Anais...** Campina Grande: INSA, 2012.

SOUZA, A. B. S.; COSTA, C. T. F.; FIRMINO, P. R. A. BATISTA, V. S. Tecnologias Sociais de convivência com o Semiárido na região do Cariri cearense. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 34, n. 2, 2017, p. 197-220. <http://dx.doi.org/10.35977/0104-1096.cct2017.v34.26327>

Classificação morfométrica de reservatórios: a proposta do volume de geratriz raio equivalente

Morphometric classification of reservoirs: the proposal of the radius equivalent geratrix volume

• **Data de entrada:**
21/12/2022

• **Data de aprovação:**
02/01/2023

Jefferson Sousa Rocha^{1*} | José Nilson Bezerra Campos² | Renata Mendes Luna² |
Ticiane Marinho de Carvalho Studart² | Iran Eduardo Lima Neto²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.067>

ORCID ID

Rocha JS  <https://orcid.org/0000-0002-4079-033X>
Campos JNB  <https://orcid.org/0000-0001-5924-4753>

Luna RM  <https://orcid.org/0000-0002-5346-5069>
Studart TMC  <https://orcid.org/0000-0001-9317-3645>
Lima Neto IE  <https://orcid.org/0000-0001-8612-5848>

Resumo

Baseado na metodologia de Håkanson, neste artigo trabalhou-se a representação de reservatório por meio de figura geométrica, na qual as áreas dos lagos são transformadas em círculos, criados com uma geratriz curva irregular. A curva é ajustada pelo método dos mínimos quadrados a uma equação do tipo $R = a.H^b$, sendo “R” o raio da geratriz na altura de água “H”, enquanto “a” e “b” são os parâmetros ajustados. A equação foi utilizada para a classificação de 148 reservatórios no estado do Ceará. A classificação de Håkanson com o parâmetro de forma do volume raio equivalente mostrou-se altamente eficiente e tem a objetividade como vantagem. Tais atributos possuem grande relevância em regiões com alta densidade de reservatórios, tornando o método simples e prático. A classificação da geratriz raio equivalente mostra-se como alternativa para futuras aplicações em estudos hidrológicos e limnológicos, em regiões tropicais ou em áreas mais abrangentes que as estudadas por Håkanson.

Palavras-chave: Classificação. Hidrologia. Morfometria. Reservatório.

Abstract

In this article, the reservoir is represented by a geometric figure in which the areas of the lakes are transformed into circles, created with an irregular curved generatrix. The curve is fitted by the least squares method to an equation of the type $R = a.H^b$, where “R” is the radius of the generatrix at the water height “H”, while “a” and “b” are the adjusted parameters. The equation is used for the hypsometric classification of 148 reservoirs in the state of Ceará. The Håkanson classification with the equivalent radius volume shape parameter proved to be highly efficient and has objectivity as an advantage. Such attributes have great relevance in regions with high density of reservoirs, making the method simple and practical. The classification of the equivalent radius generatrix is shown as an alternative for future applications in hydrological and limnological studies.

Keywords: Classification. Dam. Hydrology. Morphometry.

¹ Faculdade Luciano Feijão - Sobral - Ceará - Brasil.

² Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** jeffersonsrocha@outlook.com.

1 INTRODUÇÃO

A forma de um reservatório, ou lago, desempenha um papel de grande importância em muitos processos hidrológicos e limnológicos, como regularização de vazões, amortecimento de cheias, distribuição de sedimentos no leito e dinâmica da qualidade da água (HÅKANSON, 2005; SOBEK et al., 2011; GONÇALVES et al., 2016; ROCHA e LIMA NETO, 2021). Souza et al. (2017) propuseram um índice que incluía os parâmetros morfológicos da bacia para o dimensionamento e verificação de vertedouros de reservatório e concluíram que o amortecimento da inundação aumenta com o fator de forma do reservatório. Campos et al. (2018) presumiram um formato padrão dos reservatórios como cônico invertido para constatarem a grande influência da sedimentação no balanço entre vazão regularizada, sangria e perdas por evaporação em reservatórios do Ceará. Além disso, observa-se uma escassez de dados sobre as informações das geometrias dos reservatórios localizados no semiárido brasileiro, os quais são os principais meios de obtenção de água no período seco nessas regiões (NASCIMENTO et al., 2003). Kim et al. (2022) analisaram, por meio de características morfológicas e curvas hipsométricas, 10 reservatórios localizados na Coreia do Sul, investigando as possíveis causas de 2 desses reservatórios terem colapsado. Após estudos, concluíram que ambos os reservatórios colapsados possuíam lâmina d'água elevada e uma grande área em comparação com os demais reservatórios. Usando os conceitos da curva hipsométrica, também concluíram que os reservatórios colapsados estavam sujeitos a intensa erosão devido ao seu envelhecimento, o que demonstra a importância das características morfológicas e da curva hipsométrica como ferramentas auxiliares na identificação de potenciais colapsos de reservatórios. Nesse contexto, a sistematização de formas de reservatórios torna-se uma ferramenta importante para muitos estudos hidrológicos, principalmente quando se trata de regiões com alta densidade de reservatórios, as

quais necessitam de métodos práticos para classificar morfometricamente seus reservatórios.

Além dos aspectos hidrológicos, a qualidade da água e o acúmulo de sedimentos são influenciados fortemente pelo formato do reservatório. Park et al. (2014) analisaram os aspectos morfológicos e de qualidade para 302 reservatórios distribuídos na Coreia do Sul e concluíram que a qualidade da água em ecossistemas aquáticos possui grande relação com o tipo de cobertura do solo da bacia hidrográfica e com a hidrogeomorfometria dos reservatórios. Taveira et al. (2020) revisaram trabalhos sobre a influência do assoreamento sobre regiões de densa rede de reservatórios com o intuito de analisar as mudanças decorrentes do processo de acúmulo de sedimentos na capacidade do reservatório e nas características físicas, químicas e biológicas. Os pesquisadores destacaram a importância dos estudos sedimentológicos, principalmente na análise do armazenamento em reservatórios e no gerenciamento dos recursos hídricos de modo sustentável. Além disso, esses pesquisadores apresentaram os altos valores de taxas de sedimentação e suas mudanças ao longo da vida operacional dos reservatórios, comprovando que há uma necessidade cada vez maior nos estudos de sedimentação e na morfologia dos reservatórios para futuros projetos hídricos.

Uma classificação pioneira das formas de reservatórios e lagos e suas interferências nos processos ecológicos é devida a Håkanson (1977). Essa pesquisa foi desenvolvida a partir de estudos estatísticos de dados de 48 lagos na Suécia. Håkanson utilizou a curva hipsográfica $P \times A$ (porcentagem da profundidade do lago $\times$ porcentagem da área do lago) e definiu cinco regiões, nas quais se poderia categorizar os lagos: muito convexo (MCx), convexo (Cx), ligeiramente convexo (LCx), linear (L) e côncavo (C). Além das especificidades do semiárido, destaca-se também que o estudo feito por Håkanson utilizou lagos naturais; no

caso deste trabalho, os reservatórios são artificiais e a escolha do local para a construção envolve a participação dos projetistas, em função dos objetivos da obra (CAMPOS, 2015), não sendo “escolhas” da própria natureza.

O método de Håkanson consistiu em traçar a curva hipsográfica (Profundidade x Área) e ve-

rificar qual região do diagrama melhor acomodaria a curva traçada, referente ao reservatório analisado (Fig. 1). Algumas vezes, a curva pode passar por mais de uma região, como para o reservatório mostrado no diagrama (Arneiroz II); nesse caso, cabe ao analista decidir a classe do reservatório, o que insere alguma subjetividade (FOOTE e NIE, 2016).

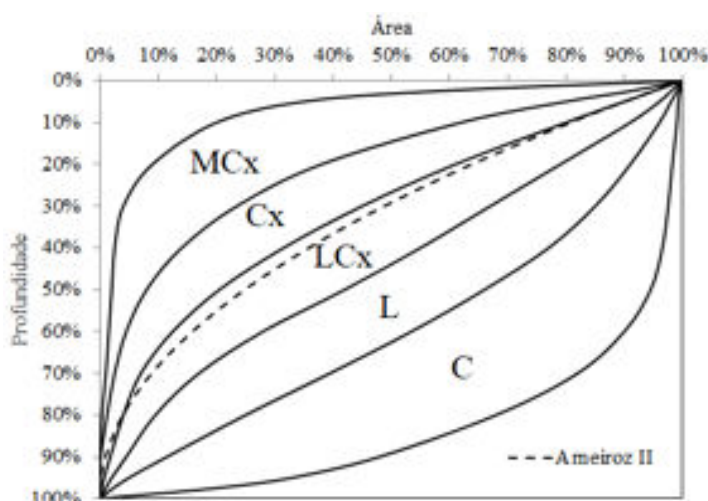


Figura 1 - Curvas hipsográficas relativas (profundidade x área) para as formas de lagos (adaptado de Håkanson, 1977).

Posteriormente, Håkanson (2004) desenvolveu outro método. Para esta mesma classificação, agora adimensional, utilizando o “volume desenvolvido” (V_d), definido pela seguinte Eq. 1, no qual D é o volume do lago e $D_{máx}$ é o volume do cone de área da base igual à área máxima e altura máxima do lago:

$$V_d = \frac{3D}{D_{máx}} \quad (1)$$

Os limites entre classes estão na Tabela 1. O valor $V_d = 1.0$, que corresponde ao cone reto, está no limite entre as classes ligeiramente convexo e linear. O estudo não apresenta como as classes do método gráfico foram reproduzidas nos limites de V_d . De fato, a Eq. 1 pode ser escrita em função

de dois pontos das tabelas cota x área x volume de um reservatório, onde $H_{máx}$ é a altura máxima e $A_{máx}$ é a área máxima:

$$V_d = \frac{3D}{(1/3)\pi H_{máx} A_{máx}} \quad (2)$$

Tabela 1 - Classificação de Håkanson com o volume desenvolvido (V_d) como parâmetro de referência.

Forma do lago	Nome da classe	V_d
Muito convexo	VCx	0,05-0,33
Convexo	Cx	0,33-0,67
Ligeiramente convexo	SCx	0,67-1,00
Linear	L	1,00 – 1,33
Côncavo	C	>1,33

A representação das curvas hipsográficas (cota x volume) por equações matemáticas é muito utili-

zada em estudos hidrológicos, especialmente em dimensionamento de reservatórios, devido ao formato das mesmas estar associado às perdas por evaporação, aos processos sedimentológicos e à dinâmica de qualidade da água (RAHMANIAN e BANIHASHEMI, 2011).

As simplificações para essa representação são particularmente importantes para o semiárido brasileiro devido à existência de densas redes de reservatórios cuja ocorrência se deve principalmente às incertezas temporal e espacial das precipitações, gerando a densa rede de armazenamento de água, por meio dos reservatórios artificiais devido ao aumento da demanda hídrica nessas regiões. À medida que o número de reservatórios aumenta, a complexidade da modelagem hidrológica também cresce; dessa forma, há diversos trabalhos voltados a solucionar essa complexidade. Rabelo et al. (2021) aplicaram o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para uma rede de reservatórios densa e obtiveram resultados aceitáveis com relação aos processos hidrológicos na bacia analisada, embora existissem incertezas nos dados de entrada. Lima Neto et al. (2011) investigaram um período de 25 anos a distribuição de sedimentos numa bacia hidrográfica do Ceará com mais de 4000 (quatro mil) reservatórios e concluíram que a existência dos reservatórios não estratégicos ($< 50 \text{ hm}^3$) contribui para a retenção dos sedimentos na rede e impacta, assim, positivamente, a disponibilidade hídrica da região, já que a ausência desses reservatórios dobraria o assoreamento nos reservatórios estratégicos ($> 50 \text{ hm}^3$).

Observa-se, assim, a importância de conhecer o formato do reservatório, especialmente em áreas com certas especificidades, como é o semiárido, com uma realidade geomorfométrica diferente da aplicada na classificação de Håkanson.

Desta forma, este trabalho propõe uma nova classificação, baseada na metodologia de Håkanson,

adaptando-a para reservatórios de barragens do semiárido, região esta com grande densidade de reservatórios, onde há, além das condições geomorfológicas, a interferência humana na definição do local onde construir a barragem.

Para isto, foi analisada uma forma de reservatório que melhor se adequasse à região em estudo, o formato de geratriz raio-equivalente, para: 1) propor uma nova classificação de formas dos reservatórios, aplicando-se a curva do Volume de Geratriz Raio Equivalente (VGRE); 2) classificar os reservatórios, sem necessidade das curvas hipsográficas, por meio de uma equação para uma amostra de 148 reservatórios no estado do Ceará com uma faixa de variação de capacidade entre $0,73 \text{ hm}^3$ e $43769,95 \text{ hm}^3$.

O método proposto baseia-se em transformar a área do lago, em todas as suas cotas, para círculos de mesma superfície. No plano cartesiano $R \times H$ (Raio do círculo versus Cota da superfície de água), acha-se a equação de regressão $H = a.R^b$. A equação representa um prismoide, utilizando-se a curva geratriz do Volume de Geratriz Raio Equivalente (VGRE).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Com a construção de aproximadamente 25000 a 30000 pequenos e médios reservatórios com capacidade de acumulação variando de 10 a 4500 hm^3 e devido à grande variabilidade, sazonal, interanual e espacial, das chuvas no estado do Ceará, foram construídos muitos açudes ao longo do tempo, com a finalidade de estocar e/ou transportar a água nos períodos e para os locais em situações de escassez, visto que o Estado possui uma área de $148886,3 \text{ km}^2$, sendo mais de 98% do seu território inserido na região semiárida (CAMPOS e STUDART, 2008; CAMPOS et al., 2016; BRASIL, 2017; IPECE, 2019). Essa estraté-

gia de ação, entretanto, não consegue assegurar a disponibilidade hídrica para os seus múltiplos fins, pois agregado às variações das chuvas ainda se tem altas taxas de evaporação na região (MONTENEGRO e MONTENEGRO, 2012). Com a alta densidade de reservatórios observa-se a necessidade de uma gestão eficiente nas bacias hidrográficas, não apenas para os aspectos operacionais dessas infraestruturas como também para o gerenciamento de conflitos existentes pelo uso dessa água.

As características morfológicas dos reservatórios são influenciadas pelas características físicas do território cearense em cuja geografia predominam as superfícies aplainadas da Depressão Sertaneja (FUNCEME, 2009), invariavelmente em

cotas baixas, cujo piso situa-se entre 40 e 350 metros com montes rochosos isolados (inselbergs) (BRANDÃO e FREITAS, 2014).

As maiores altitudes no Estado são da ordem de 1100 m. O estudo procurou retratar a morfologia dos reservatórios distribuídos em todo o território, com dados disponíveis para sua realização, conforme Fig. 2.

2.2 Coleta e análise dos dados

Foram coletados dados das tabelas Cota x Área x Volume de 148 reservatórios dos registros da Companhia de Gestão de Água do Estado do Ceará (COGERH). Os reservatórios estão localizados em todo o território do estado do Ceará (Fig. 2).

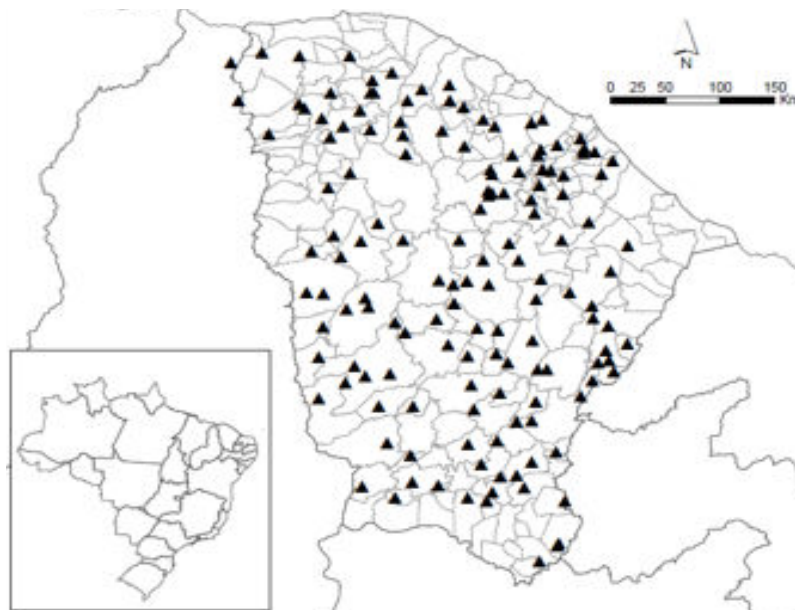


Figura 2 - Mapa de localização dos reservatórios no estado do Ceará / Brasil.

Na Tabela 2 são apresentadas as classes dos reservatórios estudados segundo a capacidade máxima de acumulação de acordo com as curvas de Cota, Área e Volume (CAV) disponibilizadas pela COGERH. A maior parte dos reservatórios estudados neste tra-

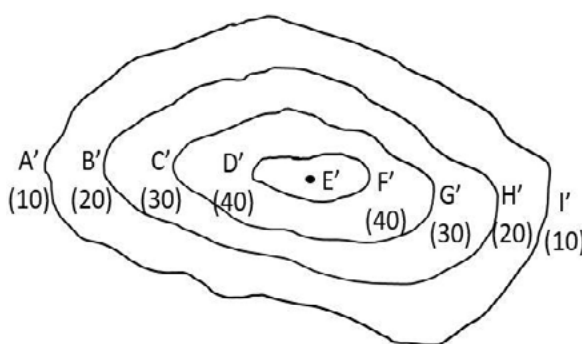
balho possui capacidade volumétrica média e grande, indicando o grande impacto que a nova classificação tem sobre os reservatórios, tendo em vista as implicações sedimentológicas no armazenamento, que garantem a segurança hídrica no Ceará.

Tabela 2 - Análise da capacidade volumétrica, baseada na CAV, dos reservatórios analisados.

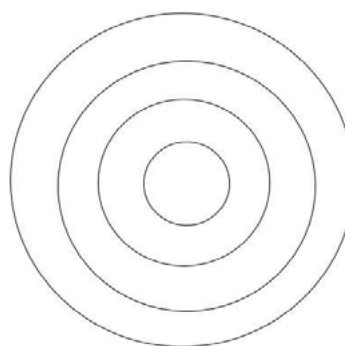
Classe	Quantidade	V_d
Micro ($< 2 \text{ hm}^3$)	3	0.05-0.33
Pequeno ($\geq 2 \text{ e } < 10 \text{ hm}^3$)	34	0.33-0.67
Médio ($\geq 10 \text{ e } < 50 \text{ hm}^3$)	50	0.67-1.00
Grande ($\geq 50 \text{ e } < 200 \text{ hm}^3$)	40	1.00 - 1.33
Estratégico ($\geq 200 \text{ hm}^3$)	21	> 1.33

2.3 Volume com Geratriz Raio Equivalente (VGRE)

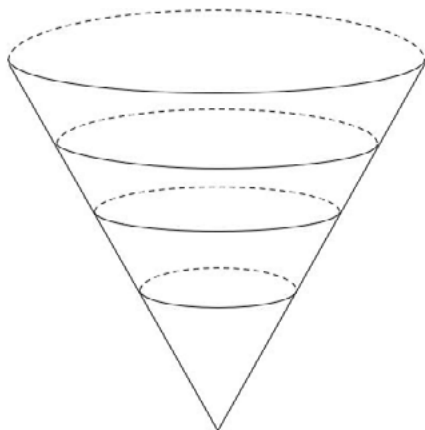
Para representar a forma de um reservatório por equações matemáticas e descrever as relações cota, área e volume (CAV), pode-se utilizar uma figura geométrica, um cone, com Volume com Geratriz Raio Equivalente (VGRE). O desenvolvimento do VGRE é feito em quatro etapas, como descritas na Fig. 3. Destaca-se que as cotas dos níveis da água (H) são medidas em referência ao ponto mais profundo do reservatório.



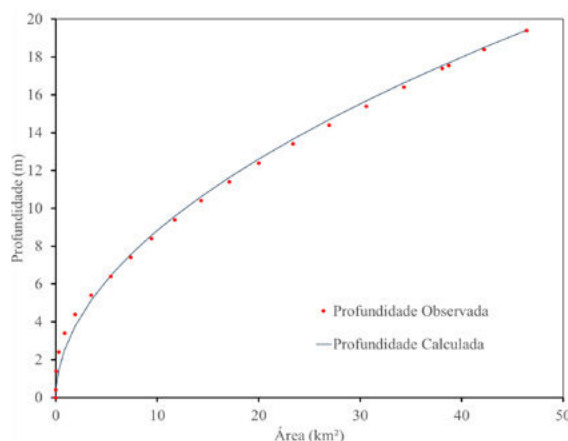
a) Curvas de nível de um reservatório fictício.



b) Círculos concêntricos para representar as curvas de nível do reservatório.



c) Formação do volume formado pelos círculos sobrepostos em suas cotas.



d) VGRE formado pela rotação da curva ajustada externa em torno do eixo central do volume.

Figura 3 - Resumo das etapas para a construção do Volume de Geratriz Raio Equivalente (VGRE).

Etapas 1: A primeira etapa consiste em transformar as áreas do lago, obtidas da tabela cota x área, em círculos na cota H. O raio do círculo é

obtido pela Eq. 3, onde $A(H)$ é a área do reservatório e o $R(H)$ é o raio de um círculo com a mesma área do reservatório:

$$R(H) = \sqrt{\frac{A(H)}{\pi}} \quad (3)$$

Etapa 2: O ajuste da equação da diretriz do VGRE - No plano cartesiano, tem-se H nas ordenadas e R nas abscissas. Utilizando-se o método dos mínimos quadrados, traça-se a equação de regressão não linear, de acordo com a Eq. 4, onde a é o parâmetro de escala VGRE, b é o coeficiente de forma, H é a altura da água em relação ao ponto mais profundo e R é o raio do VGRE obtido pelo ajuste:

$$H = a R^b \quad (4)$$

Etapa 3: Cria-se a H x R(H). Nesta etapa, a tabela cota x área passa a ser substituída pela tabela cota x R(H), a qual para avaliação de diversos fenômenos, como a capacidade de regularização de vazões, tem o mesmo comportamento que a curva cota x área original.

A relação área em função de H tem a seguinte forma:

$$A(H) = \frac{\pi H^{\frac{2}{b}}}{a^{\frac{2}{b}}} \quad (5)$$

A equação cota x volume é obtida pela integração da função A(H):

$$\begin{aligned} V(H) &= \int_0^H \pi/a^{2/b} \cdot h^{2/b} dh \\ V(H) &= \pi/a^{2/b} \int_0^H h^{2/b} dh \\ V(H) &= \left(\frac{\pi}{a^{2/b}}\right) \frac{H^{\frac{2}{b}+1}}{\frac{2}{b}+1} \end{aligned} \quad (6)$$

2.4 Classificação de reservatórios segundo o método Ha Håkanson e VGRE

Segundo o método de Håkanson, a classe de um lago é definida traçando-se a curva hipsográfica H x A do reservatório e verificando-se onde se enquadraria, conforme o diagrama de Håkanson (Fig. 1). Por vezes, a curva hipsográfica passa por mais de uma classe, cabendo ao analista escolher qual a classe dominante, o que pode tornar a classificação bastante subjetiva.

No método VGRE, inicialmente busca-se qual o valor do coeficiente de forma que mais aproxima a curva de Håkanson à curva do VGRE. Constrói-se, assim, um diagrama alternativo (Fig. 4b). Para analisar e testar o método, traçam-se as curvas Profundidade x Área dos reservatórios em ambos os diagramas e comparam-se os resultados para as duas classificações, Håkanson e VGRE. O número de acertos define a eficiência do método alternativo. Destacam-se na Fig. 4 duas observações: 1) a curva tracejada representa a curva para o reservatório Arneiroz II, o qual foi um dos açudes monitorados, 2) as curvas totalmente preenchidas delimitam os limites das classificações hipsométricas propostas.

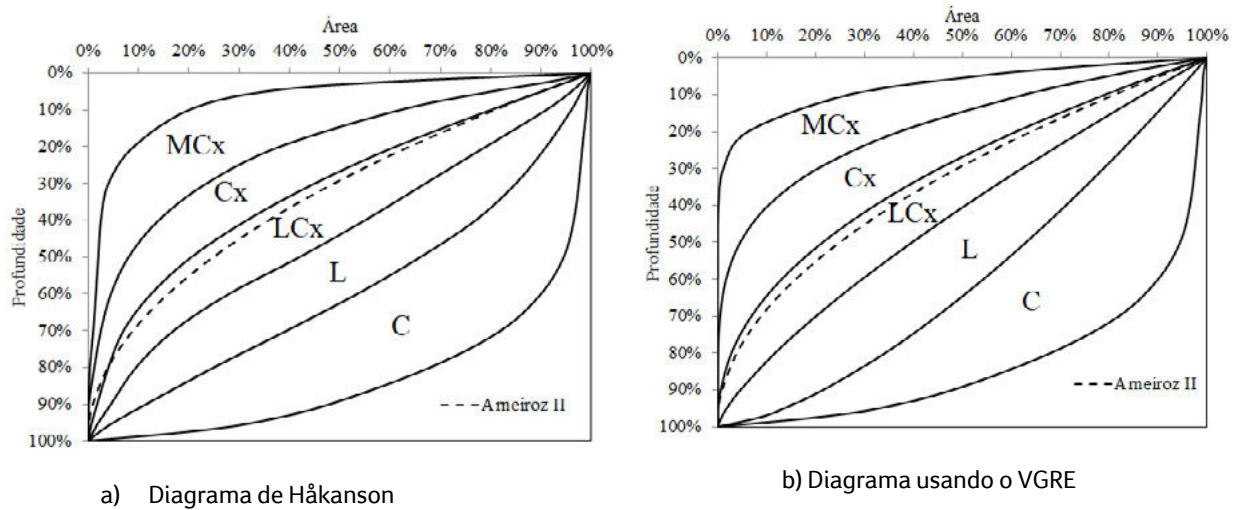


Figura 4 - Diagrama de Håkanson e Diagrama Alternativo, a partir do VGRE.

2.5 Classificação de um reservatório pelo VGRE

O VGRE proposto como uma alternativa para classificar as formas de reservatórios foi utilizado para uma amostra de 148 reservatórios, cuja finalidade são os estudos hidrológicos. Observa-se que as formas desses reservatórios decorrem não somente das condições geomorfológicas do terreno mas também da escolha do projetista da barragem. Ao eleger um local para o barramento, há dois pontos importantes a serem considerados: a capacidade de acumulação de águas e a eficiência hidrológica, a qual é relacionada às perdas por evaporação (CAMPOS et al., 2003).

A forma do reservatório apresenta grande influência nas perdas por evaporação e, em consequência, na eficiência hidrológica dos mesmos (ZHAO e GAO, 2019). Considerando reservatório de iguais volumes, os côncavos são os mais eficientes, pois possuem as menores perdas por evaporação, enquanto os convexos são os menos eficientes. O linear possui uma posição intermediária entre os dois extremos.

A forma cônica apresenta coeficiente b igual 1, isto é, o raio equivalente é relacionado linearmente à cota da água do lago. Os valores de $b > 1$ apresentam diretrizes de forma convexa (simi-

lar à forma da letra “V”), enquanto reservatórios com $b < 1$ apresentam diretrizes côncavas (similar à forma da letra “U”).

Por outro lado, considerando reservatórios de mesma profundidade, os convexos apresentam maior capacidade de acumulação relativamente aos côncavos. O reservatório cônico fica em um ponto intermediário. Dessa forma, os reservatórios cônicos apresentam um equilíbrio entre a eficiência de acumulação e a eficiência hidrológica (menores perdas por evaporação).

A forma cônica do reservatório foi utilizada no método do Diagrama Triangular de Regularização para dimensionamento de reservatórios no semiárido brasileiro (CAMPOS, 2010). O método foi desenvolvido para reservatórios em rios intermitentes sujeitos a alta evaporação, como os utilizados no presente estudo.

Dessa forma, no método do VGRE, consideram-se três grandes classes: côncavo, linear e convexo. A classe linear, referente à forma do cone reto, representa o equilíbrio entre eficiência de acumulação (volume por unidade de altura da água) e eficiência hidrológica (menores perdas por evaporação por volume acumulado). A Tabela 3 apresenta a classificação completa, a qual foi

acrescentada, além das três grandes classes, as classes “Muito convexo”, “Ligeiramente convexo” e “Ligeiramente côncavo”.

Tabela 3 - Formas dos reservatórios propostas para os reservatórios.

Forma do lago	Nome da classe
Muito convexo	MCx
Convexo	Cx
Ligeiramente convexo	LCx
Linear	L
Côncavo	C
Ligeiramente côncavo	LC

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O artigo desenvolve o prismoide equivalente, o qual é utilizado para a formulação de duas metodologias aplicadas à classificação de formas de reservatórios: 1) a classificação de Håkanson utilizando-se as equações dos prismoides, 2) uma nova proposta de classificação, voltada, principalmente, para estudos hidrológicos e sedimentológicos em regiões com alta densidade de reservatórios e clima semiárido com base unicamente na equação do prismoide de raio equivalente.

3.1 Os parâmetros de forma nas equações do VGRE

As equações do VGRE foram desenvolvidas em planilhas eletrônicas. Foram calculados os parâmetros “a” (parâmetro de escala) e “b” (parâmetro de forma), o qual representa a abertura da bacia hidráulica do reservatório. O parâmetro de escala não interfere na curva hipsográfica (profundidade x área), logo não interfere na classificação.

A Fig. 5 mostra o histograma do parâmetro “b”. A maioria dos valores de “b”, para os reservatórios analisados, concentra-se no entorno do valor 1.0, o que representa a forma do cone reto invertido, muito aplicada em estudos hidrológicos de reservatórios. Observa-se assimetria com uma acentuada cauda à direita. Os valores de $b > 2$ referem-se a reservatórios altamente convexas.

Os reservatórios com acentuada assimetria estão associados àqueles com áreas de superfícies mais extensas, e, em consequência, com elevadas perdas por evaporação. De acordo com Mekonnen et al. (2012), a importância da variação da área superficial de um reservatório no volume evaporado pode ser maior do que a própria mudança de características climáticas.

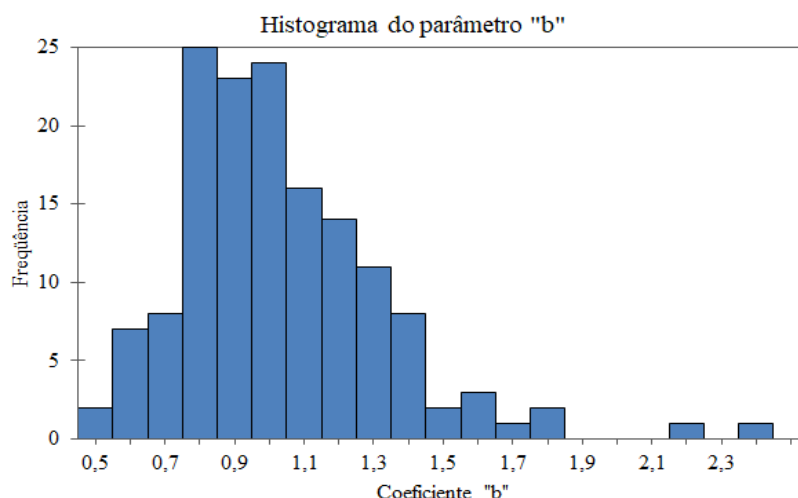


Figura 5 - Histograma do parâmetro de forma (b) em 148 reservatórios do estado do Ceará.

Por outro lado, observa-se uma concentração de reservatórios com valores de b próximos a 1, acima de 0,8 e menores que 1,2. São reservatórios cuja forma se aproxima do cone reto. Esse tipo de reservatório apresenta o ponto de equilíbrio entre a eficiência hidrológica e a eficiência de acumulação por unidade de altura de água. Essa concentração de valores reflete as preferências dos projetistas de barragens da região por reservatórios de formato próximo ao cone reto e que esse tipo de morfologia está disponível em boa quantidade na região.

Os reservatórios côncavos são relativamente poucos, embora tenham alguma atratividade para os projetistas de barragens. Na verdade, estão associados a formas de cânions que não são muito presentes na região, os quais consistem em formações geomorfológicas de depósitos sedimentares associadas a vales profundos (SOARES e PAIVA, 2022).

3.2 Ajustamento da classificação de VGRE

Para obter a classificação de Håkanson, em função do parâmetro de forma b foram construídas curvas hipsográficas (profundidade x área) para diversos valores de b . Para cada curva de classe, encontrou-se um valor de b que mais se aproximava das curvas de Håkanson, a partir da Tabela 4. Com esses valores foi construída uma nova relação hipsográfica para as relações profundidade x área.

A classificação dos reservatórios foi feita segundo três alternativas:

- Classificação com as curvas hipsográficas, utilizando-se as linhas de classes da proposta de Håkanson.

- Classificação com as curvas hipsográficas, utilizando as linhas de classes definidas pelo VGRE.
- Classificação com a equação do prismoide, utilizando-se os limites de classe definidos pelos valores de b , conforme Tabela 4.

Tabela 4 - Valores de b para classificação usando a equação do prismoide.

Classe	Nome da classe
Muito convexo	$b \geq 1,5$
Convexo	$1,3 \leq b < 1,5$
Ligeiramente convexo	$1,1 \leq b < 1,3$
Linear	$0,9 \leq b < 1,1$
Ligeiramente côncavo	$0,7 \leq b < 0,9$
Côncavo	$b < 0,7$

As formas dos reservatórios foram classificadas pelas curvas hipsográficas de Håkanson e pelas curvas de VGRE. Dos 148 reservatórios, 141 reservatórios classificados segundo as curvas VGRE se enquadram na mesma classe do método gráfico original. Isso significa que o método paramétrico indica que o método VGRE não alterou significativamente a classificação pelo método original, mas tornou tal classificação mais objetiva e simples. Os resumos de todas as classificações analisadas seguem a seguir.

Tabela 5 - Classificação dos reservatórios com as curvas hipsográficas pelo método de Håkanson e pelo método VGRE.

Classificação	Quantidade (Håkanson)	Quantidade (VGRE)
Côncavo	1	1
Linear	11	11
Ligeiramente convexo	94	101
Convexo	39	32
Muito convexo	3	3
Côncavo	$b < 0,7$	

Tabela 6 - Quantidade de reservatórios do estado do Ceará segundo a classificação do prismoide.

Classificação Prismoide	Quantidade
C (Côncavo)	12
LC (Lig. côncavo)	40
L (Linear)	43
LCx (Lig. convexo)	33
Cx (Convexo)	11
MCx (Muito convexo)	9

3.3 Proposta para as classes de reservatórios VGRE

O cone invertido é uma representação de forma de reservatório muito aplicada em estudos hidro-lógicos. Essa forma de reservatório apresenta a vantagem de proporcionar uma equação dimensionalmente consistente. Campos (1987, 2010) desenvolveu um método de estudo hidrológico (Diagrama Triangular de Regularização) de reservatórios em rios intermitentes sujeitos a elevada taxa de evaporação que utiliza, dentre outras características, a morfologia do reservatório, além de usar um equacionamento similar ao utilizado neste trabalho. Levando em consideração a dificuldade em adquirir informações da geometria e do volume de reservatórios, Pereira et al. (2019) desenvolveram uma metodologia utilizando sensoriamento remoto para estimar tais variáveis em região semiárida de grande densidade de reservatórios; tal ferramenta pode ser útil para pequenos reservatórios. Já Johansson et al. (2007) propuseram duas metodologias para descrever a forma de uma bacia utilizando apenas profundidade máxima, área da superfície e volume. Esses pesquisadores, porém, utilizaram dados de 105 lagos localizados na Suécia, os quais possuem características distintas dos reservatórios localizados em regiões semiáridas e com grande densidade de reservatórios.

Para definir as classes, adotamos a forma do cone inverso ($b = 1$) como ponto de partida para fazer a delimitação das classes. Foram calculados valores de b para os 148 reservatórios da amostra. Este trabalho procurou definir classes de mesma

amplitude, com exceção das duas dos extremos que englobam as caudas de máximos e de mínimos. Adotamos seis classes, uma a mais que Håkanson, em consequência da quantidade de reservatórios côncavos detectados na amostra.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O método do VGRE se mostrou apropriado para classificação morfométrica de reservatórios. A diretriz externa do VGRE está associada a uma relação matemática $H=aRb$. O método VGRE, com base no parâmetro b , mostrou-se uma excelente alternativa para classificar a forma de um reservatório nas classes de Håkanson. O método apresenta a vantagem da objetividade numérica do parâmetro b , sem a subjetividade às vezes presentes no método gráfico. De 148 calculados pelo método gráfico de Håkanson e pelos parâmetros do VGRE 141 chegaram à mesma classe; tal diferença destaca a proximidade das classificações dos dois métodos gráficos, indicando, assim, a similaridade entre os dois, porém com o método VGRE classificando os açudes de modo mais objetivo, facilitando a determinação do formato dos reservatórios.

O método de classificação VGRE foi desenvolvido com vistas a representar a morfometria de reservatórios/barragens do Nordeste do Brasil, os quais possuem características diferentes daqueles utilizados na classificação de Hakanson. Além disso, as barragens utilizadas neste trabalho estão localizadas em uma região com densa rede de reservatórios, os quais estão sujeitos às implicações da microaçudagem (Campos et al.; 2016). O nome da classe do reservatório está associado à forma da função geratriz do VGRE no plano cartesiano Raio (R) x Altura das águas (H). Com a classificação prismoide observa-se que a grande maioria dos reservatórios se classifica nas três classes centrais (Ligeiramente convexo, Linear e Ligeiramente côncavo). Essa propriedade implica

que a forma de cone reto pode reproduzir bem a forma da maioria dos reservatórios da região para fins de estudos hidrológicos. Portanto, o modelo de classificação proposto pode ser utilizado como uma ferramenta para caracterizar a susceptibilidade dos reservatórios com relação à evaporação e, assim, selecionar os locais mais eficientes para a implantação de reservatórios.

Estudos futuros podem avaliar erros introduzidos na vazão regularizada por um reservatório ao se substituir as formas mais côncavas e mais convexas pela forma do cone reto.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Rocha JS, Campos JNB e Luna RM;
Metodologia: Rocha JS, Campos JNB e Luna RM;
Redação – Primeira versão: Rocha JS e Campos JNB; **Redação – Revisão & Edição:** Rocha JS, Luna RM, Studart TMC e Neto IEL; **Recursos:** Rocha JS e Campos JNB; **Supervisão:** Campos JNB e Luna RM.

6 REFERÊNCIAS

BRANDÃO, R. L. e FREITAS, L. C. B. (org.). Geodiversidade do estado do Ceará: Programa Geologia do Brasil. **Levantamento da Biodiversidade**, CPRM, Fortaleza, 2014.

BRASIL, Ministério da Integração Nacional. Resolução nº 115. Dispõe sobre a aprovação da nova delimitação do semiárido brasileiro. **Diário Oficial da União**, 23 de novembro de 2017.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C.; MARTINZ, D. D. G.; NASCIMENTO, L. S. V. Contribuições ao debate sobre as eficiências de pequenos e grandes reservatórios, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, 2003.

CAMPOS, J. N. B. **A procedure for reservoir sizing on intermittent rivers under high evaporation rate**, Tese (Doutorado em Gerenciamento de Recursos Hídricos), Department of Civil Engineering, Colorado State University, Fort Collins, 1987.

CAMPOS, J. N. B. **Dimensionamento de reservatórios: o método do diagrama triangular de regularização**, Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, 2015.

CAMPOS, J. N. B. Modeling the Yield–Evaporation–Spill in the Reservoir Storage Process: The Regulation Triangle Diagram, **Water Resources Management**, v. 24, n. 13, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9616-x>

CAMPOS, J. N. B.; LIMA NETO, I. E.; STUDART, T. M. C.; NASCIMENTO, L. S. V. Trade-off between reservoir yield and evaporation losses as a function of lake morphology in semi-arid Brazil, **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 88, n. 2, 2016. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150124>

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C. Drought and water policies in Northeast Brazil: backgrounds and rationale, **Water Policy**, v. 10, n. 5, 2008. <https://doi.org/10.2166/wp.2008.058>

FOOTE, R. L. e NIE, H. How to Approximate the Volume of a Lake, **The College Mathematics Journal**, v. 47, n. 3, 2016. <https://doi.org/10.4169/college.math.j.47.3.162>

FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **A zona costeira do Estado do Ceará**: compartimentação geoambiental e antropismo, FUNCEME, 2009.

GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C.; BARROSO, G. F. Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil), **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201620150788>

HÅKANSON, L. **Lakes: Form and Function**, The Blackburn Press, New Jersey, 2004.

HÅKANSON, L. On lake form, lake volume and lake hypsographic survey. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, v. 59, n. 1, 1977. <https://doi.org/10.2307/520579>

HÅKANSON, L. The Importance of Lake Morphometry for the Structure and Function of Lakes, **International Review of Hydrobiology**, v. 90, n. 4, 2005. <https://doi.org/10.1002/iroh.200410775>

IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Panorama Socioeconômico das Regiões de Planejamento do Estado do Ceará: 2018**, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará, Fortaleza, 2019.

JODY, C.; LIMA NETO, I. E.; STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. Influence of sediment distribution on the relationships among reservoir yield, spill, and evaporation losses, **Engenharia Sanitária e Ambiental (ONLINE)**, v. 23, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018177058>

JOHANSSON, H.; BROLIN, A. A.; HÅKANSON, L. New Approaches to the Modelling of Lake Basin Morphometry, **Environmental Modeling e Assessment**, v. 12, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10666-006-9069-z>

KIM, D.; KIM, J.; WANG, W.; LEE, H.; KIM, H.S. On Hypsometric Curve and Morphological Analysis of the Collapsed Irrigation Reservoirs, **Water**, v. 14, n. 6, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14060907>

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin, **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, 2011. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.553616>

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The blue water footprint of electricity from hydropower, **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 1, 2012. <https://doi.org/10.5194/hess-16-179-2012>

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: Gheyi, H. R.; Paz, V. P. S.; Medeiros, S. S.; Galvão, C. O. (Eds.), **Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas**, Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, Bahia, 2012.

NASCIMENTO, L. S. V.; CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C. Morfologia de reservatórios e o viés na estimativa da vazão regularizada, **XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Curitiba, Brasil, 2003.

PARK, Y. S.; KWON, Y. S.; HWANG, S. J.; PARK, S. Characterizing effects of landscape and morphometric factors on water quality of reservoirs using a self-organizing map, **Environmental Modelling e Software**, v. 55, n. 1, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.031>

PEREIRA, B.; MEDEIROS, P.; FRANCKE, T.; RAMALHO, G.; FOERSTER, S.; ARAÚJO, J. C. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density, **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1566727>

RABELO, U. P.; DIETRICH, J.; COSTA, A. C.; SIMSHAUSER, M. N.; SCHOLZ, F. E.; NGUYEN, T. V.; LIMA NETO, I. E. Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model, **Journal of Hydrology**, v. 603, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127103>

RAHMANIA, N. M. R.; BANIHASHEMI, M. A. Sediment distribution pattern in some Iranian dams based on a new empirical reservoir

shape function, **Lake and Reservoir Management**, v. 27, n. 3, 2011. <https://doi.org/10.1080/07438141.2011.602510>

ROCHA, M. J. D.; LIMA NETO, I. E. Phosphorus mass balance and input load estimation from the wet and dry periods in tropical semiarid reservoirs, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16251-w>

SOARES, F. L. C.; PAIVA, F. I. B. G. Geoconservação nos cânions do rio Poti: uma discussão epistemogeomorfológica no curso superior, o caso cearense, **William Morris Davis: Revista de Geomorfologia**, v. 3, n. 1, 2022. <https://doi.org/10.48025/ISSN2675-6900.v3n1.2022.148>

SOBEK, S.; NISELL, J.; FÖLSTER, J. Predicting the depth and volume of lakes from map-derived parameters, **Inland Waters**, v. 1, n. 3, 2011. <https://doi.org/10.5268/iw-1.3.426>

SOUZA, D. N.; STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B.; LIMA NETO, I. E. Flood damping by reservoirs: proposition of a graphical parametric method. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 39, 017. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.0217170002>

TAVEIRA, I. M. L. M.; LIMA NETO, I. E.; COSTA, A. C. Assoreamento em reservatórios: uma revisão sobre a influência da morfologia do lago, **XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Campinas, Brasil, 2020.

ZHAO, G. e GAO, H. Estimating reservoir evaporation losses for the United States: Fusing remote sensing and modeling approaches, **Remote Sensing of Environment**, v. 226, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.015>

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br