

revista

DAE



245

Volume 72

Periódico Científico da Sabesp
Acesso gratuito ao conteúdo em www.revistadae.com.br

julho 2024
ISSN (online) 2675-4655



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



Nº **245**
julho 2024

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

Fluxo contínuo

Diretoria de Engenharia e Inovação – E

Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação - EI

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 Bióloga Mariana Garroux Montezuma

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^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

Português e Inglês

Revisão

Giovanna Macedo | Tikinet

Diagramação

Viviane Laurelli | Tikinet

Capa

Chegada do esgoto afluyente à ETE Barueri

Foto: Mariana Garroux Montezuma

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: Chegada do esgoto afluente à ETE Barueri. Foto: Mariana Garroux Montezuma

nesta edição

ARTIGOS ORIGINAIS

Proposta de equação para a representação explícita da altura da lâmina d'água em escoamentos livres por condutos de seção circular

Proposed equation for the explicit representation of the height of water depth in free flow through circular section conduits

Ensaio controlado para análise de desidratação de lodo de ETA em leitos de drenagem: influência do teor de sólidos

Controlled tests for dewatering sludge of WTS in drainage bed: influence of solid content

Ponderação de variáveis de índice trófico com aplicação em reservatórios no semiárido brasileiro

Weighting of variables of a trophic index with application in reservoirs in the Brazilian semi-arid

Modelagem computacional da distribuição de vazões volumétricas nos decantadores primários de uma estação de tratamento de esgoto

Computational modeling of the flow distribution in the primary settlers of a wastewater treatment plant

Células a combustível microbianas: uma nova abordagem para filtros anaeróbios

Microbial fuel cell: a new anchorage to anaerobic filters

Produção de biogás e energia elétrica a partir do tratamento de efluente da palma de óleo por lagoas anaeróbias

Biogas and electricity production from the treatment of oil palm effluent by anaerobic lagoons

Utilização do método Delphi para validar indicadores de sustentabilidade da coleta seletiva

Use of the Delphi method to validate sustainability indicators for selective collection

Análise do desempenho de valas de infiltração para controle pluvial em cenários de mudanças climáticas: estudo de caso Fortaleza (CE)

Analysis of the performance of infiltration swales for rain control in climate change scenarios: Fortaleza (CE) case study

Proposta de índice de qualidade do esgoto sanitário para estações com a tecnologia lagoa de estabilização no município de Fortaleza/CE

Proposal of a quality index for sanitary sewage for plants with waste stabilization ponds in the municipality of Fortaleza/CE

Estudo do processo de produção de biochar via pirólise da semente de açaí visando à remediação do solo

Study of the biochar production process via açai seed pyrolysis aiming at soil remediation

Síntese de estruvita a partir de biomassa algácea hidrolisada pelas vias térmica e química alcalina

Synthesis of struvite from algae biomass hydrolyzed by thermal and alkaline chemical pathways

Reator de leito empacotado com aeração intermitente, combinado com um reator UASB, tratando esgoto real: remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total e análise de custos de energia

Intermittent aerated packed bed reactor combined with an UASB reactor treating real sewage: COD and TN removal and energy costs analysis

Modelagem hidráulica do sistema de distribuição de água da região central do Município de Santa Quitéria, Ceará

Hydraulic modeling of the water distribution system of the central region of the municipality of Santa Quitéria, Ceará

Como definir qual sistema de tratamento de esgoto adotar? Unifamiliar ou coletivo?

How to determine which sewage treatment system to adopt? Individual or collective?

Desenvolvimento de modelo computacional com aplicação do filtro de Kalman para detecção de vazamentos em redes de distribuição de água

Development of a computational model with application of the Kalman filter for detecting leaks in water distribution networks


Utilização do método Delphi para validar indicadores de sustentabilidade da coleta seletiva


Use of the Delphi method to validate sustainability indicators for selective collection

- **Data de entrada:**
18/03/2023
- **Data de aprovação:**
17/04/2023


Ana Cecília Novaes de Sá^{1*} | Claudia Coutinho Nóbrega¹ | Natanael Batista Pereira Alves² | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.033>
Rayanne Maria Galdino Silva¹

ORCID ID

Sá ACN  <https://orcid.org/0000-0002-4939-8844>

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

Alves NBP  <https://orcid.org/0000-0002-9345-5535>

Silva RMG  <https://orcid.org/0000-0001-8288-0934>

Resumo

O método Delphi tem sido utilizado como ferramenta de apoio à tomada de decisão, permitindo que cenários sejam avaliados e melhorados por meio do consenso de especialistas sobre determinado tema. Na perspectiva dos indicadores, essa metodologia auxilia na redução de ambiguidades e na consolidação dessas ferramentas. Nesse sentido, este estudo propõe a identificação e validação de indicadores de sustentabilidade para avaliar programas de coleta seletiva. Para tanto, 32 indicadores foram analisados por meio da referida metodologia, com o intuito de reduzir incertezas e selecionar os indicadores mais relevantes para retratar esses sistemas. Foram adotadas duas rodadas do método, nas quais os especialistas avaliaram o grau de importância dos indicadores e as gradações estabelecidas. Além disso, foi possível sugerir inclusão, exclusão e aperfeiçoamento dos indicadores. Em suma, 26 especialistas participaram efetivamente das duas etapas, e, ao fim do processo, 25 indicadores permaneceram para integrar a matriz de indicadores, sendo sete políticos/institucionais; três econômicos; três sociais; cinco ambientais; dois da saúde e segurança do catador; e cinco da dimensão de desastres, epidemias e pandemias. Os resultados demonstraram que o método Delphi é um recurso eficiente no processo de validação de indicadores, sendo possível alcançar resultados satisfatórios e um elevado nível de consenso e estabilidade do ponto de vista dos especialistas.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Gestão de resíduos. Coleta seletiva.

Abstract

The Delphi Method has been used as a tool to support decision-making, enabling the evaluation of scenarios and improved by the consensus of experts on the subject. From the point of view of indicators, this methodology helps to reduce ambiguities and consolidate these tools. Thus, this study proposes the identification and validation of sustainability indicators to evaluate selective collection programs. For this, 32 indicators were analyzed using this methodology to reduce uncertainties and select the most relevant indicators to describe these systems. Overall, two rounds of the method were adopted in which specialists evaluated the degree of importance of the indicators and the established gradations. Moreover, it was possible to suggest the inclusion, exclusion, and improvement of

¹ Universidade Federal da Paraíba – João Pessoa – Paraíba – Brasil

² Universidade Federal Rural de Pernambuco – Recife – Pernambuco – Brasil

* **Autora correspondente:** ananovaees1@gmail.com

these indicators. In short, 26 specialists effectively participated in the two stages and, at the end of the process, 25 indicators remained to integrate the matrix of indicators, seven political/institutional, three economic, three social, five environmental, two on collectors' health and safety, and five on the dimension of disasters, epidemics, and pandemics. Results showed that the Delphi Method is an efficient resource in the indicator validation process, making it possible to achieve satisfactory results and a high level of consensus and stability from specialists' point of view.

Keywords: Solid waste. Waste management. Selective collect.

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos têm sido objeto de preocupação por parte de órgãos públicos e ambientais, em razão da variedade e dos riscos que oferecem à saúde humana e ao meio ambiente. Com a constante geração de resíduos, uma grande parcela ainda não é adequadamente coletada, tratada e destinada, tornando necessária a utilização de ferramentas estratégicas que incorporem os requisitos de análise e monitoramento da gestão de resíduos (Cavicchia; Sarnacchiaro; Vichi, 2021).

Nessa perspectiva, a coleta seletiva (CS) constitui uma via de recuperação dos resíduos que promove qualidade e reciclagem para os materiais (Gadaleta *et al.*, 2022), bem como a redução de desvios dos materiais para aterros sanitários (Slavik; Dolejš; Rybová, 2021). No Brasil, a CS é uma das atividades caracterizadas como instrumento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A Lei nº 12.305/2010 institui a responsabilidade dos municípios de adotar e implantar os programas de coleta seletiva em parceria com cooperativas/associações de catadores, como uma das alternativas para minimizar a problemática dos resíduos sólidos através da recuperação de recursos (Siman *et al.*, 2020).

No processo de acompanhamento do progresso de programas de coleta seletiva em termos ambientais, econômicos e sociais, são utilizados indicadores específicos (Pires *et al.*, 2019). Os indicadores são caracterizados como ferramentas de gestão, e sua aplicação fornece informações relevantes a respeito do sistema, facilitando o processo de tomada de decisão (Olay-Romero *et al.*, 2020) e monitora-

mento contínuo (Greene; Tonjes, 2014). Esses instrumentos são determinados pela PNRS como parte do conteúdo mínimo dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), devendo ser incluídos no processo organizacional dos programas de coleta seletiva.

Para Santos *et al.* (2017), a definição e classificação dos indicadores devem ser fatores considerados na resolução de questões complexas relacionadas à gestão de resíduos sólidos. Olay-Romero *et al.* (2020) afirmam que, desde a última década do século XX, indicadores foram construídos para analisar sistemas de gestão.

A construção dos indicadores deve garantir que eles sejam capazes de representar o que está sendo estudado, bem como deve envolver dimensões da sustentabilidade. Por meio dessa ferramenta, é possível analisar e monitorar de maneira assídua os aspectos econômicos, ambientais, sociais, operacionais e técnicos da coleta seletiva (Deus; Bezerra; Battistelle, 2019); e, de posse destas informações, será possível identificar as melhores estratégias para o aperfeiçoamento do programa.

O método Delphi tem sido bastante utilizado como ferramenta de apoio à tomada de decisão de prospectivos cenários. Esse método possibilita reconhecer as limitações de um sistema, bem como filtrar aspectos irrelevantes para o estudo (Buia *et al.*, 2020), auxiliando na redução de incertezas, contribuindo para a consolidação do objeto de estudo e fortalecendo a precisão e qualidade dos resultados obtidos.

As principais características do método são: a coleta de dados e informações; o anonimato dos respondentes, visando à não ocorrência de interferência e persuasão de opiniões sobre o elemento analisado; as interações/repetições que ocorrem por meio de rodadas, até que seja alcançada a estabilidade das respostas; o *feedback* controlado da opinião dos especialistas; e a estatística das respostas, representada pela média, mediana e frequência (Rowe; Wright, 2001; Gracht, 2012; McLachlan; Bungay, 2021).

Esse processo é conduzido com um conjunto de profissionais que possuem conhecimento e experiência na área de estudo. Ahmad e Wong (2019) definem o especialista, no método Delphi, como um indivíduo que possui fundamentos e competências na área de estudo, com nível de educação superior ou ocupante de cargo em uma organização profissional. A função desses especialistas é de avaliar e julgar questões complexas, por meio de pesquisas ou questionários (Billings *et al.*, 2020), até que se atinja o consenso desejado (Marques; Freitas, 2018).

Em relação às iterações, a quantidade é bastante relativa, podendo ocorrer de duas a quatro rodadas, a depender do nível de consenso atingido. Fachine e Moraes (2014) realizaram duas rodadas, Billings *et al.* (2020) estabeleceram três. Por tal razão, Quirke *et al.* (2021) afirmam que o método apresenta um procedimento para formação do consenso que busca atingir resultados padronizados. Nessa perspectiva, este estudo tem como objetivo validar indicadores de sustentabilidade da coleta seletiva utilizando o método Delphi.

2 METODOLOGIA

Os indicadores foram selecionados na etapa de revisão bibliográfica, por meio de critérios de exclusão e inclusão. Os critérios de inclusão foram: clareza; facilidade dos indicadores em mensurá-los; e escala cronológica, sendo escolhidos aqueles publicados em pesquisas científicas, órgãos fede-

rais, estaduais ou municipais a partir de 2010, ano em que foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Em contrapartida, os parâmetros de exclusão consideraram pesquisas publicadas em anos anteriores a 2010; indicadores que não apresentavam mensuração compreensível; e que não se enquadravam em dimensões de sustentabilidade.

Os indicadores apresentados neste estudo foram extraídos de pesquisas realizadas por Santiago e Dias (2012), Campani, Wartchow e Ramos (2013), Alvarenga (2014), Fachine e Moraes (2014), Veiga (2014), Lopes (2016), Besen *et al.* (2017), Silveira (2018) e outros.

Foram identificados 81 indicadores. Em virtude da ampla quantidade encontrada, bem como da semelhança nas nomenclaturas e fórmulas de cálculo, foi realizada a triagem, o que resultou em 28 indicadores selecionados, além da construção de quatro. Essas ferramentas foram, então, agrupadas em dimensões da sustentabilidade: (i) política/institucional; (ii) econômica; (iii) ambiental; (iv) social. Além disso, houve a inclusão das dimensões “saúde e segurança do catador” e “desastres, epidemias e pandemias”.

O método Delphi foi utilizado com o intuito de atingir o consenso sobre os indicadores mais relevantes da coleta seletiva. Duas rodadas foram estabelecidas. Na primeira, foi enviada carta convite para os especialistas, via e-mail, com instruções de preenchimento e *link* do instrumento que direcionava os participantes para a pesquisa. A plataforma online Google Forms foi utilizada nesta investigação, por se tratar de uma ferramenta capaz de gerar relatórios de fácil interpretação para análise estatística.

Os especialistas foram instados a classificar a relevância dos indicadores para o estudo e a concordância com as gradações. O grau de relevância foi julgado por meio da escala Likert de cinco pontos, distribuída da seguinte forma: 1 (irrelevante); 2 (baixa relevância); 3 (desejável); 4 (relevante); e 5 (muito relevante). Por seu turno, o nível de aceitação das gradações

definidas para as tendências à sustentabilidade foi analisado por meio das alternativas: concordo (C); concordo parcialmente (CP); ou discordo (D).

Além disso, um espaço foi destinado para observações e sugestões. Após o retorno do instrumento respondido, foi conduzida a análise qualitativa e quantitativa das respostas. A análise qualitativa consistiu em reunir as contribuições textuais, por meio da transcrição dos comentários para planilhas do Microsoft Excel; para a análise quantitativa, foi realizada a estatística descritiva, na qual foi calculada média, mediana e frequência das respostas, com emprego do *Software Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS).

O ponto de corte foi baseado no nível de consenso (NC) $\geq 75\%$; portanto, o somatório das notas 4 (relevante) e 5 (muito relevante) deveriam ser iguais ou superior ao NC. Os indicadores que não atingiram o NC foram excluídos. Em relação à concordância com as tendências à sustentabilidade, não foi estabelecido nível de consenso, pois o intuito da referida análise foi de identificar as faixas de gradação mais adequadas para os indicadores. Assim, a investigação de tal parâmetro foi baseada em resultados qualitativos.

A primeira rodada permitiu a identificação de possíveis erros de digitação ou valores, bem como a alteração, exclusão e inclusão de novos indicadores, vislumbrando a melhoria das ferramentas para análise. O instrumento da segunda rodada foi enviado tão somente para os especialistas que participaram efetivamente da primeira, sendo certo que sua elaboração foi feita com base nos resultados obtidos anteriormente. Dessa forma, os respondentes foram abordados com um novo e-mail que incluía o *feedback* da primeira rodada e o link com o novo instrumento. Na ocasião, os especialistas tiveram a oportunidade de avaliar os resultados alcançados na primeira rodada, compará-los com suas opiniões e refletir sobre a

possibilidade de alterar as notas atribuídas com base nas médias e medianas.

Após o recebimento dos documentos respondidos, foram realizados todos os procedimentos citados na primeira etapa (análise qualitativa e quantitativa). Em seguida, foram realizadas as modificações sugeridas, e os indicadores validados foram transferidos para um quadro final.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Perfil dos Especialistas

Para integrar a etapa Delphi, um grupo de profissionais foi selecionado. O critério de escolha foi fundamentado na sua experiência acadêmica e/ou profissional com a temática abordada, sendo incluídos profissionais autônomos, pesquisadores e acadêmicos vinculados a associações, órgãos, instituições públicas e privadas.

Foram identificados e convidados para integrar o grupo de colaboradores 55 indivíduos. Desse total, 35 aceitaram participar da pesquisa, respondendo o termo de aceite e contribuindo com a primeira rodada do método Delphi. O Quadro 1 mostra o perfil dos participantes de acordo com gênero, faixa etária, formação e nível de escolaridade.

Quadro 1 – Caracterização dos especialistas participantes da rodada Delphi.

Gênero	Feminino	71%
	Masculino	29%
Faixa etária	25-35 anos	52%
	36-45 anos	24%
	46-55 anos	16%
	> 56 anos	8%
Formação	Engenharia Civil	49%
	Engenharia Ambiental	39%
	Engenharia Agrônômica	6%
	Engenharia Sanitária	3%
	Gestão Ambiental	3%
Nível de Escolaridade	Graduação	9%
	Especialização	11%
	Mestrado	37%
	Doutorado	43%

3.2 Rodadas do Método Delphi

A primeira rodada foi enviada para 55 especialistas, havendo uma taxa de retorno de 63,6%, totalizando 35 respostas. Essa etapa ocorreu entre os meses de abril e junho de 2020, tendo sido o prazo de envio dilatado duas vezes. A segunda rodada aconteceu entre setembro e novembro de 2020, com o envio de 35 instrumentos, dos quais 26 foram devolvidos, representando um retorno de 74,3% (Tabela 1). A ampliação de prazos é recorrente em estudos que aplicam esse método, pois se trata de um processo lento e que envolve diversos fatores como a dimensão da análise, o tipo e a acessibilidade aos especialistas (Schmalz; Spinler; Ringbeck, 2021).

Tabela 1 – Questionários enviados e devolvidos nas rodadas do método Delphi.

Rodada	Participantes		
	Enviado	Retorno	Taxa de retorno
1ª rodada	55	35	63,6%
2ª rodada	35	26	74,3%

Trinta e dois indicadores seguiram para análise da relevância e concordância com as gradações atribuídas às tendências da sustentabilidade. O primeiro momento resultou em 125 observações, abarcando sugestões de alteração, exclusão e inclusão de novos indicadores e suas respectivas tendências. Todas as recomendações foram analisadas, de maneira criteriosa, e sintetizadas preservando a ideia principal, sendo acatadas quando consideradas pertinentes.

Foi constatado que, dos 32 indicadores sugeridos, 30 atingiram o consenso desejado. Outras pesquisas adotaram a metodologia como um complemento para seleção de indicadores, e obtiveram níveis de consenso desejáveis (Abreu; Mesias, 2020; Shukor; Ng, 2022, Cobben; Ooms; Roijackers, 2023). Entretanto, apesar da elevada aceitação, a maioria dos indicadores foram submetidos a modificações, conforme sugestões dos especialistas. No Quadro 2, podem ser observados os resultados referentes à primeira e segunda rodada do método Delphi.

Quadro 2 – Resultado da primeira e segunda rodada do método Delphi.

Indicador	1ª Rodada		2ª Rodada		
	Σ 4 e 5 (%)	Situação	Σ 4 e 5 (%)	Situação	
Dimensão Política/Institucional	I 01 – Instrumentos legais na relação da prefeitura com prestadores de serviço de coleta seletiva	97,1	AR	100	SA
	I 02 – Existência de parcerias	94,3	AR	96,1	SA
	I 03 – Autofinanciamento	91,4	E	-	Excluído
	I 04 – Cobertura do serviço	100	AR	100	SA
	I 05 – Adesão da população	100	AR	100	AR
	I 06 – Programas de educação e divulgação	100	AR	100	AR
	I 07 – Catadores associados capacitados	97,1	AR	100	SA
	I 08 – Informações sistematizadas e disponibilizadas sobre coleta seletiva para a população	97,1	E	-	E
Dimensão Econômica	I 09 – Custo do programa de coleta seletiva em relação à massa coletada seletivamente	94,3	AR	96,1	SA
	I 10 – Percentual de materiais recicláveis comercializados	94,3	AR	100	SA
	I 11 – Percentual do custo do programa de coleta seletiva em relação ao custo com manejo de resíduos	91,4	E	-	E
	I 12 – Percentual do orçamento municipal destinado aos serviços de coleta seletiva	80	SA	100	SA
	I 13 – Custo da coleta seletiva em relação aos custos com a gestão de resíduos	82,9	AR	100	E

continua...

Quadro 2 – Continuação...

	Indicador	1ª Rodada		2ª Rodada	
		Σ 4 e 5 (%)	Situação	Σ 4 e 5 (%)	Situação
Dimensão Social	I 14 – Renda média mensal dos catadores associados nos núcleos de coleta seletiva	100	AR	100	SA
	I 15 – Catadores associados que atuam nos núcleos de coleta seletiva	91,4	AR	100	SA
	I 16 – Inclusão de catadores não associados	74,3	E	-	E
	I 17 – Rotatividade de catadores	71,4	E	-	E
	I 18 – Condições de trabalho	I 19 incorporado ao I 18 SA		100	SA
	I 19 – Uso de EPIs				
Dimensão Ambiental	I 20 – Massa per capita coletada seletivamente	97,1	SA	100	SA
	I 21 – Taxa de material recolhido pela coleta seletiva em relação à quantidade total coletada de resíduo sólido urbano (RSU)	94,3	AR	100	SA
	I 22 – Taxa de rejeitos	88,6	SA	100	SA
	I 23 – Taxa de recuperação de recicláveis	97,1	SA	100	SA
	I 24 – Satisfação da população atendida em relação à coleta seletiva (periodicidade/frequência/horário)	88,6	E	-	E
Dimensão Saúde	I 25 – Catadores com vacinação em dia e exames periódicos de saúde	97,1	SA	96,2	SA
	I 26 – Seguro de acidentes ocasionados no local de trabalho	88,6	E	-	E
	I 27 – Catadores associados afastados por acidentes ou lesões ocasionados pelo manejo de resíduos, ou por doenças em geral	94,3	SA	100	E
	I 28 – Tipos de riscos existentes para os catadores nas associações	85,7	AR	88,4	SA
Dimensão Covid-19	I 29 – Treinamentos e capacitações em períodos de pandemia	97,1	AR	96,1	SA
	I 30 – Remuneração dos catadores	97,1	SA	100	SA
	I 31 – Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	94,3	SA	95,9	SA
	I 32 – Percentual de catadores afastados por Covid-19	94,3	AR	96,1	SA
Novos indicadores	I 33 – Realização de capacitações com os catadores associados	Incluído		100	SA
	I 34 – Existência de Taxa de Coleta de Resíduos (TCR) e percentual concedido para coleta seletiva	Incluído		96,2	SA
	I 35 – Percentual de recicláveis vendidos diretamente para indústrias e/ou empresas	Incluído		100	SA
	I 36 – Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias	Incluído		100	AR

Legenda: SA: Sem Alterações; AR: Aceito com Ressalvas; E: Excluído.

Alcançaram 100% de consenso entre os especialistas os indicadores I 04 – Cobertura do serviço; I 05 – Adesão da população; I 06 – Programas de educação e divulgação; e I 14 – Renda média mensal dos catadores associados nos núcleos de coleta seletiva. Em contrapartida, os indicadores Inclusão de catadores não associados (I 16) e Rotatividade

de catadores (I 17) apresentaram as menores taxas de concordância, 74,3% e 71,4%, respectivamente, percentuais inferiores ao NC estabelecido ($\geq 75\%$). Por esse motivo, tais indicadores foram eliminados e não seguiram para a segunda rodada. A falta de consenso pode ter sido motivada pela dificuldade em calcular e acompanhar essas ferramentas,

pois os especialistas alegaram que a rotatividade de catadores (I 17) “pode ser justificada por várias razões como condições precárias de trabalho ou salários abaixo do esperado, deste modo, a sustentabilidade dos demais indicadores pode garantir a redução dessa instabilidade”.

Além da exclusão dos dois indicadores supracitados, mais cinco foram eliminados em função da dificuldade em mensurá-los e da inviabilidade de reformulá-los. Os indicadores suprimidos foram: I 03 Autofinanciamento; I 08 – Informações sistematizadas e disponibilizadas sobre coleta seletiva para a população; I 11 – Percentual do custo do programa de coleta seletiva em relação ao custo com manejo de resíduos; I 16 – Inclusão de catadores não associados; I 17 – Rotatividade de catadores; I 24 – Satisfação da população atendida em relação à coleta seletiva (periodicidade/frequência/horário); I 26 – Seguro de acidentes ocasionados no local de trabalho.

O indicador com maior número de objeções foi o I 03 – Autofinanciamento, uma vez que os especialistas relataram a dificuldade em mensurar esta ferramenta. A existência de parcerias (I 02) foi considerada importante, entretanto foi bastante questionada em relação às tendências à sustentabilidade. Para os contribuintes, as gradações poderiam abranger valores menores, em razão da dificuldade em formalizar parcerias.

A análise dos catadores formais que atuam na coleta seletiva (I 15) foi considerada desafiadora, apontando-se a dificuldade em reconhecer a categoria e a necessidade da realização de pesquisas censitárias para coleta de dados atualizados a respeito da quantidade de catadores que atuam de maneira informal. Apesar da complexidade do cálculo, optou-se pela sua permanência na segunda rodada.

A princípio, os indicadores Condições de trabalho (I 18) e Uso de equipamento de proteção individual (EPIs) (I 19) eram desmembrados. Após sugestões,

optou-se pela incorporação do I 19 ao I 18, entendendo o primeiro como uma das condições de trabalho desejáveis. Assim, os resultados obtidos pelos indicadores segregados foram desconsiderados e seguiram para análise na segunda rodada.

Quatro indicadores foram inseridos e seguiram para validação na segunda rodada do método Delphi. Foram eles: I 33 – Realização de capacitações com os catadores associados (dimensão política/institucional); I 34 – Existência de Taxa de Coleta de Resíduos (TCR) e percentual concedido para coleta seletiva (dimensão econômica); I 35 – Percentual de recicláveis vendidos diretamente para indústrias e/ou empresas (dimensão ambiental); e I 36 – Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias (dimensão Covid-19)

No que diz respeito à concordância com a Tendência à Sustentabilidade – TS, infere-se que todas as gradações alcançaram aprovação igual ou superior a 60%. Os indicadores com menores concordâncias foram: I 05 – Adesão da população, com 60%; I 13 – Custo da coleta seletiva em relação aos custos com a gestão de resíduos, com 62,9%; e I 03 – Autofinanciamento, com 68,6%. Apesar da taxa de aceitação satisfatória, houve ressalvas, principalmente para a atualização de valores e ampliação de gradações para abarcar faixas menores de concordância.

Os valores de discordância oscilaram entre 2,9% e 11,4%, sendo que os indicadores com maiores percentuais de divergência foram: I 26 – Seguro de acidentes ocasionados no local de trabalho (11,4%); e I 27 – Catadores associados afastados por acidentes ou lesões ocasionadas pelo manejo de resíduos, ou por doenças em geral (8,6%). O parâmetro de concordância foi adotado com o intuito de analisar a anuência dos especialistas em relação às escalas propostas, e se elas são adequadas e viáveis para o indicador.

Como produto da primeira rodada, 7 indicadores foram excluídos, 4 incluídos e 25 mantidos. Dos vinte e cinco, 18 foram retificados e 7 se mantiveram inalterados. Foram feitas alterações nas denominações, fórmulas de cálculo e gradações das tendências à sustentabilidade. Além disso, alterações nas nomenclaturas das dimensões “Saúde” e “Covid-19” foram realizadas com o intuito de torná-las mais abrangentes. Dessa forma, a dimensão saúde foi renomeada para dimensão “Saúde e segurança do catador”, e a dimensão “Covid-19” para dimensão “Desastres, epidemias e pandemias”.

Na segunda rodada, 28 indicadores foram analisados. Com o retorno das respostas, foram contabilizadas 46 sugestões: 15 para os indicadores da dimensão política/institucional; 9 para a dimensão econômica; 5 para a dimensão social; 6 para a dimensão ambiental; 8 para a dimensão saúde e segurança do catador; e 3 para a dimensão desastres, epidemias e pandemias.

Todos os indicadores alcançaram bons resultados, sendo aprovados com nível de consenso superior a 75%. A aceitação variou entre 88,4% e 100%, com destaque para os indicadores das dimensões Social e Ambiental, que atingiram unanimidade dos especialistas. No geral, houve convergência das opiniões, quando comparado à primeira rodada, tornando-se um indicativo de que as modificações realizadas foram acatadas.

Os indicadores com 100% de consenso desta rodada foram o I 01, I 04, I 05, I 06, I 07, I 33 (dimensão política/institucional); I 10, I 12, I 13 (dimensão econômica); I 14, I 15, I 18 (dimensão social); I 20, I 21, I 22, I 23, I 35 (dimensão ambiental); I 27 (dimensão saúde e segurança do catador); e I 30 e I 36 (dimensão desastres, epidemias e pandemias).

O menor consenso foi observado para o I 28 – Tipos de riscos existentes para os catadores nas associações, que foi de 88,4%. Os especialistas julgaram o indicador como subjetivo e de difícil mensuração, em face da diversidade de riscos

presentes no ambiente de trabalho. Embora contestado, optou-se pela sua permanência, levando em consideração que as informações fornecidas por essa ferramenta poderão contribuir, em um primeiro momento, para avaliação do cenário atual.

O I 15 (Catadores associados que atuam nos núcleos de coleta seletiva) foi bem avaliado, atingindo concordância de 100%. Entretanto, apesar da importância inegável, os especialistas alertaram quanto a medição e acompanhamento deste indicador, declarando-o complexo em virtude da escassez de dados sobre o quantitativo de catadores de recicláveis informais e sobre a instabilidade no número de catadores associados.

Em relação às tendências à sustentabilidade, os dados apontaram para resultados satisfatórios na rodada, eis que todas as tendências alcançaram concordância superior a 75%. A menor concordância encontrada foi para o I 04 – Cobertura do serviço, com 76,9%. No tocante à discordância das tendências, foi constatado que os valores variaram de 3,8% a 7,7%, tendo apenas 5 indicadores apresentado tal discordância: I 34 – Existência TCR e percentual concedido para a coleta seletiva (3,8%); I 15 – Catadores associados que atuam nos núcleos de coleta seletiva (7,7%); I 21 – Taxa de material recolhido seletivamente em relação à quantidade total coletada de resíduo sólido urbano (RSU) (3,8%); I 23 – Taxa de recuperação de recicláveis (3,8%); e I 28 – Tipos de riscos existentes para os catadores nas associações (7,7%).

Os indicadores I 13 (Custo da coleta seletiva em relação aos custos com a gestão de resíduos) e I 27 (Catadores associados afastados por acidentes ou lesões ocasionadas pelo manejo de resíduos, ou por doenças em geral) foram excluídos em virtude da ausência de dados para mensurá-los. Quanto aos indicadores incluídos, três (I 33, I 35, I 36) atingiram consenso de 100%, apenas o I 34 (Existência da TCR e percentual concedido para a coleta seletiva) atingiu 96,2%. O indicador I 36 (Readequação do

local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias) foi o único dos indicadores inseridos que recebeu contribuições de ajustes das escalas, sendo todas acatadas.

Detectada a necessidade de adaptar alguns indicadores para a versão final, foram ajustados cinco deles (Quadro 3). As alterações preconizadas na

segunda rodada são, em tese, alusivas às faixas de gradações. O indicador Adesão da população (I 05) considerava, na forma de mensuração, o número de “residências” que participam do programa, termo que se refere a casas, condomínios e edifícios que participam da coleta seletiva. Com o intuito de tornar a forma de mensuração mais clara, optou-se por especificar o tipo de residência.

Quadro 3 – Alterações realizadas após a segunda rodada do método Delphi.

Indicador	Alteração	2ª rodada	Modificações para Matriz Final
I 05 – Adesão da população	Mensuração	Nº de residências que participam do programa * 100 / Nº de residências atendidas pelo programa	Nº de casas, edifícios e condomínios que participam do programa * 100 / Nº de residências atendidas pelo programa
I 06 – Programas de educação e divulgação	Gradação	MF: Existe e abrange todos os públicos (propagandas de TV)	MF: Existe e abrange todos os públicos (propagandas de TV e rádio)
I 25 – Catadores com vacinação em dia e exames periódicos de saúde	Gradação	MF: > 80% F: 50 a 80% D: < 50%	MF: 90% F: 70 a 90% D: < 70%
I 30 – Remuneração dos catadores	Nomenclatura	Remuneração dos catadores	Auxílio dos catadores
I 36 – Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias	Gradação	MF: > 80% F: 50 a 80% D: < 50%	MF: > 90% F: 50 a 90% D: < 50%

Legenda: MF: Muito Favorável; F: Favorável; D: Desfavorável.

Com relação às tendências à sustentabilidade do indicador I 06 (Programas de educação e divulgação), os especialistas propuseram a incorporação de programas de rádio na tendência muito favorável (MF), com propósito de incluir este público na abrangência dos programas, sendo a sugestão considerada adequada. Em relação ao I 25, foi recomendado o aumento das gradações das tendências, haja vista a importância de gradações elevadas para estimular os cuidados que devem ser adotados pelos catadores. Sugestões semelhantes foram identificadas para o I 29.

O termo “remuneração” dos catadores (I 30) foi substituído para “auxílio”, dado que remuneração se refere aos benefícios extrassalariais, mas os catadores associados às cooperativas e associações não possuem salário fixo e carteira assinada.

3.3 Indicadores Finais

A aplicação do Delphi demonstrou a importância das metodologias participativas no desenvolvimento da percepção sobre os indicadores relevantes para medir e monitorar programas de coleta seletiva, através da captação de variáveis importantes para o tema. Com base na visão e nas informações fornecidas pelos especialistas nas duas rodadas, 25 indicadores de sustentabilidade foram validados para avaliar esses sistemas. Abreu e Mesias (2020) utilizaram o método para identificar os indicadores adequados para avaliar o desenvolvimento rural. Para os autores, a abordagem permitiu a priorização dos indicadores e dimensões importantes, bem como a adaptação das ferramentas através dos diferentes pontos de vista.

Os indicadores selecionados estão estruturados em 6 dimensões, 25 formas de mensuração e 75 tendências à sustentabilidade. O arranjo dos indicadores por dimensão encontra-se da seguinte

forma: sete indicadores políticos/institucionais; 3 econômicos; 3 sociais; 5 ambientais; 2 da saúde e segurança; e 5 relacionados a desastres, epidemias e pandemias (Quadro 4).

Quadro 4 – Indicadores de sustentabilidade da coleta seletiva.

DIMENSÃO POLÍTICA/INSTITUCIONAL			
Indicador	Forma de mensuração	Dimensão à Sustentabilidade	Referências
I 01 – Instrumentos legais na relação da prefeitura com prestadores de serviço de coleta seletiva	Existência e modalidade de instrumentos legais	MF: Existência de contrato ou convênio com repasse financeiro	Besen (2011)
		F: Existência de convênio sem repasse financeiro	
		D: Não existência de contrato ou convênio	
I 02 – Existência de parcerias	Quantidade de parcerias formalizadas	MF: ≥ 4 parcerias	Santiago e Dias (2012), Veiga (2014)
		F: 1 a 3 parcerias	
		D: Nenhuma parceria	
I 03 – Cobertura do serviço (%)	Nº da população atendida pelo programa * 100 / Nº da população urbana do município	MF: $> 90\%$	Besen (2011), SNIS (2018)
		F: 70 a 90%	
		D: $< 70\%$	
I 04 – Adesão da população (%)	Nº de casas, edifícios e condomínios que participam do programa * 100 / Nº de residências e condomínios atendidas pelo programa	MF: $> 85\%$	Besen <i>et al.</i> (2017)
		F: 50 a 85%	
		D: $< 50\%$	
I 05 – Programas de educação e divulgação	Existência e abrangência do(s) programa(s) de educação e divulgação	MF: Existem e abrangem todos os públicos (propagandas de TV e rádio)	Besen (2011)
		F: Existem, mas abrangem parte do público (redes sociais, atuação em escolas, empresas)	
		D: Não existem programas de educação e divulgação	
I 06 – Realização de capacitações	Periodicidade das capacitações para os catadores associados	MF: Semestral	Veiga <i>et al.</i> (2014)
		F: Há treinamentos sem frequência definida	
		D: Não existem capacitações	
I 07 – Catadores associados capacitados	Nº de catadores associados capacitados * 100 / Nº total de catadores associados	MF: $> 85\%$	Besen (2011)
		F: 50 a 85%	
		D: $< 50\%$	
DIMENSÃO ECONÔMICA			
I 08 – Custo da coleta seletiva em relação à massa coletada seletivamente (R\$/t)	Custo total com coleta seletiva / Qntd coletada seletivamente	MF: $< R\$ 250,00$	Besen (2011), Bringhenti, Zandonade e Günther (2011)
		F: R\$ 250,00 a R\$ 350,00	
		D: $> R\$ 350,00$	

continua...

Quadro 4 – Continuação...

DIMENSÃO ECONÔMICA			
I 09 – Percentual do orçamento municipal destinado aos serviços de coleta seletiva (%)	Orçamento para coleta seletiva * 100 / Total do orçamento municipal	MF: > 6% F: 3 a 6% D: < 3%	Santiago e Dias (2012)
I 10 – Existência da Taxa de Coleta de Resíduos (TCR) e percentual concedido para a coleta seletiva	Existência da TCR e destinação de um percentual para a coleta seletiva	MF: Existe, e destina um percentual para a coleta seletiva F: Existe, mas não há repasse financeiro para a coleta seletiva D: Não há taxa de coleta de resíduos	Elaborado pelos autores
DIMENSÃO SOCIAL			
I 11 – Renda média mensal dos catadores associados nos núcleos de coleta seletiva (R\$)	Renda média mensal dos catadores / Salário mínimo vigente	MF: > 2 salários mínimos F: 1 a 2 salários mínimos D: < 1 salário mínimo	Besen (2011), Veiga (2014)
I 12 – Catadores associados que atuam nos núcleos de coleta seletiva (%)	Qntd de catadores associados nos núcleos * 100 / Qntd de catadores que atuam na coleta seletiva	MF: > 80% F: 50 a 80% D: < 50%	Elaborado pelos autores
I 13 – Condições de trabalho (%) ¹	Nº de requisitos atendidos * 100 / Nº de requisitos desejáveis	MF: > 90% F: 60 a 90% D: < 60%	Besen (2011), SNIS (2018)
DIMENSÃO AMBIENTAL			
I 14 – Massa per capita coletada seletivamente (kg/hab.ano)	Qntd de recicláveis coletados via coleta seletiva no ano / População urbana	MF: > 14 kg/hab.ano F: 7 a 14 kg/hab.ano D: < 7 kg/hab.ano	Fechine e Moraes (2014), Veiga (2014)
I 15 – Taxa de material recolhido pela coleta seletiva em relação à quantidade total coletada de resíduos sólidos urbanos (RSU) (%)	Massa coletada seletivamente * 100 / Qntd total de RSU coletado	MF: > 20% F: 10 a 20% D: < 10%	Veiga (2014)
I 16 – Taxa de rejeitos (%)	(Qntd coletada seletivamente - Qntd comercializada) * 100 / Qntd coletada seletivamente	MF: < 10% F: 10 a 20% D: > 20%	Besen (2011), Santiago e Dias (2012), SNIS (2018)
I 17 – Taxa de recuperação de recicláveis	Qntd coletada seletivamente * 100 / Massa de resíduos potencialmente recicláveis	MF: > 25% F: 15 a 25% D: < 15%	Santiago e Dias (2012), Fechine e Moraes (2014)
I 18 – Percentual de recicláveis vendidos diretamente para indústrias e/ou empresas (%)	Qntd de recicláveis vendidos às indústrias e/ou empresas (t) * 100 / Qntd comercializado (t)	MF: > 80% F: 50 a 80% D: < 50%	Elaborado pelos autores

continua...

¹ Condições de trabalho desejáveis para os catadores nas cooperativas: existência de refeitório; limpeza diária do refeitório; existência de sanitários; limpeza diária dos sanitários; controle periódico de roedores e insetos; ventilação e iluminação adequadas; controle de odores incômodos; assento em altura adequada ao trabalho; cobertura adequada da edificação; proteção física dos equipamentos que apresentam risco no manuseio (esteiras, prensas, moedor de vidro); utilização de EPIs.

Quadro 4 – Continuação...

DIMENSÃO SAÚDE E SEGURANÇA DO CATADOR			
I 19 – Catadores com vacinação em dia e exames periódicos de saúde (%)	Qntd de catadores vacinados e com exames periódicos * 100 / Qntd total de catadores	MF: > 90% F: 70 a 90% D: < 70%	Adaptado de Veiga <i>et al.</i> (2016)
I 20 – Tipos de riscos existentes para os catadores nas associações (%) ²	Nº de riscos a que os catadores estão expostos (por classe) * 100 / Nº total de riscos	MF: < 10% F: 10 a 20% D: > 20%	Veiga <i>et al.</i> (2016)
DIMENSÃO DESASTRES, EPIDEMIAS E PANDEMIAS			
I 21 – Treinamentos e capacitações em períodos de desastres/epidemias/pandemias	Existência de capacitações reforçando a importância da higienização contínua, uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs), manuseio dos resíduos.	MF: Capacitação contínua de catadores nas cooperativas F: Capacitação esporádica D: Não existência de ações de capacitação	Elaborado pelos autores
I 22 – Auxílio dos catadores	Existência de auxílio temporário durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	MF: Auxílio financiado pela prefeitura, órgão público ou empresa privada + Auxílio Emergencial do Governo Federal F: Apenas auxílio emergencial ofertado pelo Governo Federal D: Não recebimento de qualquer auxílio social	Elaborado pelos autores
I 23 – Campanhas de divulgação para orientar a população acerca do manejo dos resíduos sólidos durante períodos de desastres/epidemias/pandemias	Existência dos programas (via televisão, rádio, outdoor, redes sociais) e frequência das campanhas de divulgação	MF: Existem, com frequência igual ou superior a 3 dias por semana F: Existem, com frequência igual ou inferior a 2 dias por semana D: Não existem campanhas	Elaborado pelos autores
I 24 – Percentual de catadores afastados por Covid-19	Nº de catadores afastados por Covid-19 * 100 / Nº total de catadores associados	MF: < 10% F: 10 a 20% D: > 20%	Elaborado pelos autores
I 25 – Readequação do local de trabalho e fornecimento de materiais de prevenção em situações de desastres/epidemias/pandemias ³	Nº de situação atendidas * 100 / Nº de situações desejáveis	MF: > 90% F: 50 a 90% D: < 50%	Elaborado pelos autores

Legenda: MF: Muito Favorável; F: Favorável; D: Desfavorável; Qntd: Quantidade.

² **Riscos de acidentes:** uso de máquinas e equipamentos sem proteção e manutenção, possibilidade de incêndio e explosão, armazenamento inadequado, má iluminação, problemas com eletricidade, ferramentas improvisadas; **Riscos ergonômicos:** esforço físico intenso, levantamento e transporte manual de peso, exigência de postura inadequada, controle rígido de produtividade, ritmos excessivos, trabalho diurno e noturno, jornada de trabalho prolongada, monotonia e repetitividade; **Riscos físicos:** lesões auditivas provocadas por ruídos, vibrações, frio, calor, umidade, pressão, radiação; **Riscos químicos:** poeiras, gases, vapores, substâncias compostas e produtos químicos; **Riscos biológicos:** contaminação por vírus, bactérias, protozoários, fungos, parasitas, bacilos.

³ Situações desejáveis relacionadas ao ajuste do local de trabalho em situações de desastres/epidemias/pandemias: Fornecimento constante de máscaras, distribuição de luvas, disponibilidade de álcool em gel em pontos estratégicos, instalação de pias por todo galpão, suprimento de produtos para desinfecção e higienização do local, escalas alternadas de turnos de trabalho, distância mínima de 1,5 m entre catadores nas associações, fiscalizações.

A ampla difusão do tema possibilitou a identificação de um número considerável de indicadores consolidados pela literatura e pelas bases de dados oficiais. No entanto, muitos indicadores não apresentavam fórmulas de cálculo objetivas ou descritores bem estabelecidos, o que motivou a complementação dessas ferramentas com utilização da metodologia. Dessa forma, essa proposta estimula a adoção de instrumentos aplicáveis à realidade local, mostrando-se um importante recurso de transparência entre governo e população.

Percebe-se, inicialmente, que grande parte dos indicadores focam nos aspectos político/institucionais (7) e ambientais (5). A dimensão política/institucional busca investigar os instrumentos legais municipais e institucionais relacionados à coleta seletiva, e considera indicadores como autofinanciamento do programa, parcerias existentes, cobertura do serviço. Em contrapartida, os indicadores da dimensão ambiental buscam avaliar o quantitativo coletado seletivamente, volume comercializado, taxa de rejeitos. Todos os indicadores desta dimensão almejam a preservação dos recursos naturais e meio ambiente, e refletem as multifaces que envolvem a problemática.

Deus, Bezerra e Battistelle (2019), por meio de revisão bibliométrica, identificaram os indicadores gerais mais utilizados na avaliação do desempenho da gestão de RSU e concluíram que a dimensão ambiental é tratada com maior relevância pela literatura, seguida das dimensões econômica e social.

Dentre os 25 indicadores sugeridos, destacam-se dois bastante difundidos na literatura: a massa per capita coletada seletivamente (I 14) e a taxa de recuperação de recicláveis (I 17). O indicador massa per capita coletada seletivamente reúne informações sobre o quantitativo de materiais recicláveis capturados via coleta seletiva. Tal indicador é amplamente adotado pela literatura (Fechine; Moraes, 2014; Silva; Prietto; Korf, 2019; Veiga, 2014)

e pelas bases oficiais como o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS).

O SNIS apontou uma média brasileira per capita de massa coletada seletivamente de 15,3 kg/hab./ano em qualquer modalidade de coleta seletiva no ano de 2020, com destaque para as regiões Sul (38,6 kg/hab./ano) e Centro-Oeste (13,4 kg/hab./ano) (SNIS, 2021). Fechine e Moraes (2014) aplicaram o referido indicador para a cidade de Salvador (BA) e obtiveram o valor de 1,40 kg/hab./ano, constando a baixa sustentabilidade do indicador para o município. Essa ferramenta é um excelente indicador da eficiência da coleta seletiva, apontando para a necessidade de investimentos em infraestrutura e educação ambiental para a melhora do sistema (Silva; Jucá; Almeida, 2017).

Jucá, Barbosa e Sobral (2020) constataram que, nos municípios que possuíam coleta seletiva na região metropolitana de Recife (PE), apenas 1% dos resíduos coletados eram reciclados e, desses, apenas 29% eram recuperados. Os autores enfatizam a importância de ações integradas que busquem a eficiência desses sistemas, tais como expansão da cobertura da coleta seletiva, educação ambiental e valorização do mercado de reciclagem.

A taxa de recuperação de recicláveis (I 17) é outro importante indicador da coleta seletiva, pois é capaz de sinalizar a efetividade da reciclagem por meio da análise da porcentagem de resíduos reciclados em relação ao total coletado seletivamente. Silva, Prietto e Korf (2019) avaliaram o referido indicador em três municípios localizados no Rio Grande do Sul e constataram que ambos apresentaram valores abaixo da média global da taxa de reciclagem, que foi de 5% em 2016. De acordo com os autores, as baixas taxas são reflexo da falta de investimentos na coleta seletiva.

A valorização da reciclagem fortalece a economia através da redução de despesas com coleta, transporte e destinação final; melhora o sistema de gestão de resíduos sólidos; diminui os impactos

ambientais decorrentes da extração de matéria-prima virgem e descarte inadequado de materiais; resgata a cidadania; e gera renda. Por tais motivos, é essencial que sejam desenvolvidas estratégias para que a população participe efetivamente da coleta e para que os catadores desempenhem as atividades visando à maximização da recuperação dos resíduos.

4 CONCLUSÃO

Os resultados do estudo demonstraram que o método Delphi é uma ferramenta eficiente no processo de validação e refinamento de indicadores, uma vez que utiliza a visão multidisciplinar dos especialistas para a redução de erros e ambiguidades.

Os indicadores mostraram-se satisfatórios, pois apresentaram um elevado nível de aceitação. Eles contemplam diversas dimensões e são capazes de fornecer informações a respeito da sustentabilidade das atividades em termos econômicos, ambientais, sociais e operacionais. Com a aplicação dos indicadores propostos, será possível detectar problemas relacionados a gestão, planejamento e gerenciamento dos resíduos, o que contribuirá para o monitoramento, construção de metas, ampliação e fortalecimento das atividades que visem à sustentabilidade, além de possibilitar a identificação das lacunas existentes para o cumprimento da legislação vigente.

Os indicadores poderão ser úteis aos gestores, norteando-os no processo decisório, no planejamento de atividades e no aprimoramento do gerenciamento. Além disso, a implantação desta proposta para o acompanhamento da gestão dos resíduos sólidos é indispensável para o cumprimento da PNRS, que prevê os indicadores como parte do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Sá ACN, Nóbrega CC;
Metodologia: Sá ACN, Nóbrega CC; **Investigação:**

Sá ACN, Nóbrega CC, Alves NBP, Silva RMG;
Redação – Primeira versão: Sá ACN, **Redação – Revisão & Edição:** Sá ACN, Nóbrega CC;
Supervisão: Nóbrega CC.

6 REFERÊNCIAS

- ABREU, I.; MESIAS, F. J. The assessment of rural development: identification of an applicable set of indicators through a Delphi approach. *Journal of Rural Studies*, Oxford, v. 80, p. 578-585, 2020.
- AHMAD, S.; WONG, K. Y. Development of weighted triple-bottom line sustainability indicators for the Malaysian food manufacturing industry using the Delphi method. *Journal of Cleaner Production*, Oxford, v. 229, p. 1167-1182, 2019.
- ALVARENGA, J. C. F. de. **Avaliação do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em municípios da Zona da Mata de Minas Gerais utilizando indicadores de sustentabilidade em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.
- BESEN, G. R. **Coleta seletiva com inclusão de catadores:** construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. 2011. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- BESEN, G. R. *et al.* **Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores:** indicadores e índices de sustentabilidade. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, 2017.
- BILLINGS, H. A. *et al.* Quality indicators of IPE resources: creation of a checklist for design and evaluation using a modified Delphi process. *Journal of Interprofessional Education & Practice*, Nova York, v. 21, e100353, 2020.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil:** seção 1, Brasília, DF, ano 147, n. 147, p. 3, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 26 out. 2019.
- BRINGHENTI, J. R.; ZANDONADE, E., GÜNTHER, W. M. R. Selection and validation of indicators for programs selective collection evaluation with social inclusion. *Resources, Conservation and Recycling*, Amsterdam, v. 55, n. 11, p. 876-884, 2011.
- BUIA, T.-D. *et al.* Identifying sustainable solid waste management barriers in practice using the fuzzy Delphi method. *Resources, Conservation and Recycling*, Amsterdam, v. 154, 104625, 2020.

- CAMPANI, D. B. **Indicadores socioambientais como instrumento de gestão na coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos**. 2012. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- CAMPANI, D. B.; WARTCHOW, D.; RAMOS, G. G. C. Indicadores socio-ambientais como instrumento de gestão na coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, [S. l.], v. 6, p. 110-121, 2013.
- CAVICCHIA, C.; SARNACCHIARO, P.; VICHI, M. A composite indicator for the waste management in the EU via Hierarchical Disjoint Non-Negative Factor Analysis. *Socio-Economic Planning Sciences*, Nova York, v. 73, 100832, 2021.
- COBBEN, D.; OOMS, W.; ROIJAKKERS, N. Indicators for innovation ecosystem health: a Delphi study. *Journal of Business Research*, Athens (EUA), v. 162, 113860, 2023.
- DEUS, R. M.; BEZERRA, B. S.; BATTISTELLE, R. A. G. Solid waste indicators and their implications for management practice. *International Journal of Environmental Science and Technology*, Teerã, v. 16, n. 2, p. 1129-1144, 2019.
- FECHINE, R.; MORAES, L. R. S. Indicadores de sustentabilidade como instrumentos para avaliação de programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos e sua aplicação na cidade de Salvador-BA. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, Salvador, v. 2, n. 1, p. 87-104, 2014.
- GADALETA, G.; GISI, S. de.; TODARO, F.; CAMPANARO, V.; TEODOSIU, C.; NOTARNICOLA, M. Sustainability assessment of municipal solid waste separate collection and treatment systems in a large metropolitan area. *Sustainable Production and Consumption*, Rugby, v. 29, p. 328-340, 2022.
- GRACHT, H. A. Consensus measurement in Delphi studies: review and implications for future quality assurance. *Technological Forecasting & Social Change*, Nova York, v. 79, n. 8, p. 1525-1536, 2012.
- GREENE, K. L.; TONJES, D. J. Quantitative assessments of municipal waste management systems: using different indicators to compare and rank programs in New York State. *Waste Management*, Nova York, v. 34, n. 4, p. 825-836, 2014.
- JUCÁ, J. F. T.; BARBOSA, K. R. M.; SOBRAL, M. C. Sustainability indicators for municipal solid waste management: a case study of the Recife Metropolitan Region, Brazil. *Waste Management & Research*, New York, v. 38, n. 12, p. 1450-1454, 2020.
- LOPES, M. F. **Avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (MG)**. 2016. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- MARQUES, J. B. V.; FREITAS, D. Método DELPHI: caracterização e potencialidades na pesquisa em Educação. *Pro-Posições*, Campinas, v. 29, n. 2, p. 389-415, 2018.
- MCLACHLAN, S.; BUNGAY, H. Consensus on research priorities for Essex & Herts Air Ambulance: a Delphi study. *Scandinavian Journal of Trauma, Resuscitation and Emergency Medicine*, London, v. 29, 25, 2021.
- OLAY-ROMERO, E. *et al.* Technical indicators to improve municipal solid waste management in developing countries: a case in Mexico. *Waste Management*, Nova York, v. 107, p. 201-210, 2020.
- PIRES, L. R.; SINGH, A. S.; JUNIOR, V. M. V. O programa de coleta seletiva da cidade de Uberlândia - mg: uma análise do seu desempenho e nível de sustentabilidade. *Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo*, [S. l.], v. 4, n. 2, p. 250-278, 2019.
- QUIRKE, F. A. *et al.* Multi-Round compared to Real-Time Delphi for consensus in core outcome set (COS) development: a randomised trial. *Trials*, London, v. 22, 142, 2021.
- ROWE, G.; WRIGHT, G. Expert opinions in forecasting: the role of the Delphi technique. *In: ARMSTRONG, J. S. (Ed.). Principles of Forecasting*. Nova York: Springer, 2001. p. 125-144. (International Series in Operations Research & Management Science, v. 30).
- SANTIAGO, L. S.; DIAS, S. M. F. Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v.17, n.2, p. 203-212, 2012.
- SANTOS, S. M. *et al.* Multi-criteria analysis for municipal solid waste management in a Brazilian metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, v. 189, 561, 2017.
- SCHMALZ, U.; SPINLER, S.; RINGBECK, J. Lessons learned from a two-round Delphi-based scenario study. *MethodsX*, Amsterdam, v. 8, 101179, 2021.
- SHUKOR, S. A.; NG, G. K. Environmental indicators for sustainability assessment in edible oil processing industry based on Delphi Method. *Cleaner Engineering and Technology*, Londres, v. 10, 100558, 2022.
- SIMAN, R. R.; YAMANE, L. H.; BALDAM, R. L.; TACKLA, J. P.; LESSA, S. F. A.; BRITTO, P. M. de. Governance tools: improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. *Waste Management*, Amsterdam, v. 105, p. 148-169, 2020.
- SLAVÍK, J.; DOLEJŠ, M.; RYBOVÁ, K. Mixed-method approach incorporating Geographic information system (GIS) tools for optimizing collection costs and convenience of the biowaste separate collection. *Waste Management*, Amsterdam, v. 134, p. 177-186, 2021.
- SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Série histórica: resíduos sólidos**. 2018. Disponível em: <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 2 nov. 2019

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

Diagnóstico temático: manejo de resíduos sólidos urbanos – visão geral (ano de referência 2020). Brasília, DF: SNIS, 2021. Disponível em: <https://static.poder360.com.br/2023/06/diagnostico-geral-residuos-solidos.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2024.

SILVA, A. C.; JUCÁ, J. F. T.; ALMEIDA, K. M. V. Fluxos comerciais de materiais secos recicláveis e reaproveitáveis das capitais do Nordeste brasileiro: estudo de caso da capital Aracaju (SE). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27., 2017, São Paulo. **Anais** [...]. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; Associação dos Engenheiros da Sabesp, 2017.

SILVA, L.; PRIETTO, P. D. M.; KORF, E. P. Sustainability indicators for urban solid waste management in large and medium-sized

worldwide cities. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 237, 117802, 2019.

SILVEIRA, S. F. **Avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Itabira (MG):** uma ênfase na coleta seletiva. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2018.

VEIGA, T. B. **Indicadores de sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos urbanos e implicações para a saúde humana.** 2014. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2014.

VEIGA, T. B. *et al.* Building sustainability indicators in the health dimension for solid waste management. **Revista Latino-Americana de Enfermagem**, São Paulo, v. 24, e2732, 2016.

Proposta de equação para a representação explícita da altura da lâmina d'água em escoamentos livres por condutos de seção circular

- **Data de entrada:**
18/04/2023
- **Data de aprovação:**
30/05/2023

Proposed equation for the explicit representation of the height of the water depth in free flow through circular section conduits

José Nilton de Abreu Costa^{1*} | Luis Henrique Magalhães Costa¹ | Marco Aurélio Holanda de Castro²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.034>

ORCID ID

Costa JNA  <https://orcid.org/0000-0001-9691-8067>

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

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

Resumo

A vazão de escoamentos livres pode ser calculada pela Equação de Manning, em função da altura da lâmina d'água e de outros parâmetros. Entretanto, é comum que não se consiga determinar a altura da lâmina em função da vazão a partir da referida fórmula. Este trabalho propõe uma equação alternativa para realizar esse cálculo de maneira explícita, deduzida por meio de uma expressão de natureza sigmoideal, que exprime a altura da lâmina d'água (h) como função da vazão (Q) do escoamento, do diâmetro (D) da seção circular, da declividade do conduto (S) e da rugosidade (η) do material constituinte. Para avaliar sua acurácia, aplicou-se a fórmula proposta na resolução de um problema de parâmetros conhecidos D , Q , S e η . Os resultados indicaram erros inferiores a 3,8% em todo o trecho de variação de h , desde zero até $0,94D$. Com base nisso e em sua simplicidade algébrica, considera-se esta proposta útil e de grande valia para a solução de problemas de escoamentos livres em condutos circulares.

Palavras-chave: Escoamento livre. Equação de Manning. Vazão. Lâmina d'água.

Abstract

In free flows, the flow rate can be calculated by the Manning Equation, depending on the height of the water depth and other parameters. However, commonly, it is not possible to determine the height of the water depth as a function of the flow, from the referred formula. The present work proposes an alternative equation to perform this calculation explicitly. The equation proposed here was deduced from an expression, of the sigmoidal type, which expresses the height of the water depth (h), explicitly, as a function of the outflow (Q) of the flow, the diameter (D) of the circular section, the slope of the conduit (S) and the roughness (η) of the material that constitutes it. To evaluate the accuracy of the proposed formula, it was applied to solve a problem with known parameters D , Q , S and η . The results indicated, in the entire stretch of variation of h , from zero to $0.94D$, errors lower than 3.8%. Based on this and on its algebraic simplicity, this proposal is considered useful and of great value in the solution of free flow problems in circular conduits.

Keywords: Free flow. Manning Equation. Flow. Water depth.

¹ Universidade Estadual Vale do Acaraú – Sobral – Ceará – Brasil.

² Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** nilton_deha@yahoo.com.br

1 INTRODUÇÃO

A água é símbolo de vida e sempre foi de grande importância, sendo elemento definidor da localização das civilizações desde a antiguidade. No passado, era comum que as populações se organizassem perto das bacias hidrográficas, onde encontravam as condições necessárias para o desenvolvimento de suas culturas agrícolas, bem como para o uso da água em diversos aspectos (Costa, 2011).

No decorrer dos séculos, a necessidade de uso da água tornou-se mais crescente. Com isso, a relevância da caracterização hidrológica dos cursos d'água foi se tornando cada vez mais evidente, pois se trata de um estudo importante para múltiplas finalidades, como a realização de estimativas de disponibilidade hídrica e do potencial energético, o controle de inundações e o dimensionamento de obras hidráulicas (Tucci, 2012).

Um exemplo de caracterização hidrológica, no campo específico da hidráulica de canais, é a modelagem matemática do escoamento em estruturas como tubulações, canais e rios. Em 1769, o engenheiro francês Antoine de Chézy propôs uma equação que caracterizava o escoamento em tubulações fechadas e canais abertos. Essa equação (Equação 1) retrata a velocidade (v) do escoamento em função do raio hidráulico (R_h) (razão entre a área molhada e o perímetro molhado), da declividade do canal (S) e de uma constante experimental (C), denominada coeficiente de Chézy.

$$v = C \sqrt{R_h S} \quad (1)$$

Em 1889, Robert Manning determinou que, para o escoamento uniforme em canais abertos, C é dado pela razão entre o raio hidráulico elevado a 1/6 e a rugosidade η do material que constitui as paredes e o fundo do canal. Assim, foi obtida a Equação de Manning (Equação 2).

$$v = \frac{1}{\eta} R_h^{2/3} S^{1/2} \quad (2)$$

A Equação de Manning é uma fórmula empírica, relacionada às equações de resistência do escoamento, e que integra parâmetros geométricos e hidráulicos de um trecho de rio ou canal (Porto, 2006). Atualmente, ela é uma das metodologias de cálculo mais utilizadas por projetistas de países ocidentais no dimensionamento de canais abertos. Na maneira como é apresentada, essa equação pode ser utilizada no cálculo do escoamento uniforme em canais, independentemente da forma geométrica da seção transversal (Goldfarb *et al.*, 2004). No entanto, ressalta-se que este trabalho tem foco nos escoamentos livres em condutos de seção circular.

Limerinos (1970) salienta que a principal questão da aplicação dessa metodologia está relacionada à obtenção do coeficiente de rugosidade de Manning. O parâmetro η , referente às forças de resistência ao escoamento, é obtido empiricamente. Assim, conforme o autor, a rugosidade está relacionada a diversos elementos, como o material do fundo do canal, a irregularidade das margens, a possibilidade de existência de obstruções, a carga de sedimentos, entre outros.

Deve-se, ainda, citar outra questão a ser observada em relação às características do canal: o fato de que as forças resistivas podem oscilar à medida que o nível d'água varia. Quando o nível d'água atinge uma planície de inundação vegetada, por exemplo, a resistência ao escoamento pode variar significativamente em função da presença da vegetação (Alves *et al.*, 2017).

Num escoamento livre em conduto de seção circular (âmbito deste trabalho), pode-se, por meio da Equação de Manning, determinar a velocidade (v) e a vazão (Q) do escoamento em função da altura (h) da lâmina d'água. Não obstante, não se pode dizer o mesmo sobre o procedimento inverso, pois a altura é uma grandeza que não pode ser isolada no primeiro membro da referida equação.

Diante do exposto, torna-se relevante a proposta de uma equação alternativa, por meio da qual seja

possível determinar a altura da lâmina d'água em situações em que se conhece o valor da velocidade ou vazão do escoamento. Nesse sentido, este trabalho apresenta uma alternativa de equação para a realização desse tipo de cálculo nas ocasiões oportunas.

2 OBJETIVO

Este trabalho objetiva apresentar uma proposta de equação para o cálculo da altura da lâmina d'água de maneira explícita, a partir dos valores de vazão, declividade e rugosidade, num conduto de seção transversal circular.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Escoamento em canais

De acordo com Azevedo Netto *et al.* (1988), um conduto é um tubo, geralmente de seção transversal circular, usado para transporte de fluido. Quando os condutos funcionam com a seção cheia (seção plena), eles em geral estão sob pressão maior que a atmosférica e, quando não, funcionam como canais de superfície livre.

Baptista e Coelho (2010) afirmam que uma classificação geral básica que norteia o estudo da hidráulica diz respeito à pressão reinante no conduto, podendo o escoamento ser forçado ou livre. No primeiro caso, a pressão é sempre diferente da atmosférica; portanto, o conduto tem que ser fechado, como nas tubulações de recalque e sucções das bombas ou redes de abastecimento de água. No escoamento livre, a pressão na superfície do líquido é igual à atmosférica, logo o conduto pode ser aberto, como nos canais fluviais, ou fechado, como nas redes coletoras de esgoto sanitário. Assim, nos escoamentos em condutos forçados as condições de contorno são sempre bem definidas, enquanto podem ser variáveis, no tempo e no espaço, nos escoamentos livres.

Outro aspecto importante a ser realçado é a maior variabilidade das paredes dos condutos, tanto

quanto à forma como quanto à rugosidade, em contraposição à maior uniformidade observada nos condutos utilizados nos escoamentos em carga. Esse quadro também contribui de forma significativa para uma maior complexidade das formulações matemáticas relativas aos escoamentos livres. Apesar dessas diferenças entre os dois tipos de escoamento, os princípios básicos que regem os livres são essencialmente os mesmos daqueles referentes aos forçados (Baptista; Coelho, 2010).

Segundo Akutsu (2012), os tipos de canais podem ser classificados de acordo com diversos critérios, como:

- De acordo com o tipo de contorno da seção: canais de seções abertas (superfície livre exposta ou a “céu aberto”), tais como os rios, canais construídos (canais de irrigação, aquedutos etc.); canais de seções fechadas, tais como as redes de esgotos e galeria de águas pluviais.
- De acordo com a cota de assentamento em relação à cota do terreno: canais de seção aberta, tais como os casos dos rios e canais de irrigação; canais de seção aberta, construídos com a cota acima da cota do terreno, como o caso dos aquedutos romanos; e canais de seção fechada, implantados abaixo do nível do solo, tais como o caso das redes de esgoto e galerias de águas pluviais.
- De acordo com a forma geométrica da seção transversal: canais de seção retangular; canais de seção trapezoidal; canais de seção triangular; canais de seção circular; canais de seções especiais (oval, capacete, arco de círculo etc.); e canais de seções não uniformes ou não simétricas.

Os escoamentos também podem ser classificados em diversas categorias, como: turbulento ou laminar; real ou ideal; reversível ou irreversível; permanente ou variado; uniforme ou não uniforme; rotacional ou irrotacional etc. (Streeter; Wylie, 1982). Compreende-se como regime de escoamento permanente aquele em que as propriedades e

características hidráulicas de determinada seção da canalização não variam ao longo do tempo. Caso contrário, o escoamento é classificado como variável ou não permanente. Entende-se, ainda, como regime de escoamento uniforme aquele em que as propriedades e características hidráulicas não variam ao longo do espaço, ou seja, se mantêm constantes ao longo de um trecho percorrido. O caso oposto é classificado como escoamento variado ou não uniforme (Akutsu, 2012).

Como anteriormente mencionado, este trabalho tem como foco os escoamentos que ocorrem em condutos de seção circular. Desse modo, faz-se necessário analisar a evolução do enchimento do conduto, identificando a velocidade e a vazão como relações unívocas da altura da lâmina d'água.

A Figura 1 representa a seção circular de um conduto de raio R (diâmetro $D = 2R$), em que a altura genérica de uma lâmina d'água é h .

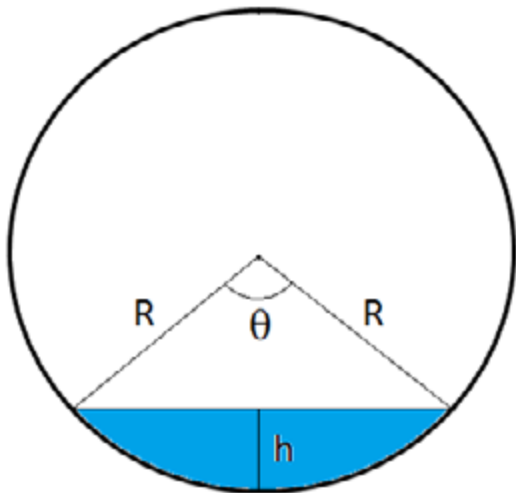


Figura 1 – Seção transversal de um escoamento em conduto circular.

Inicialmente, pode-se identificar que, para cada valor de h ($0 \leq h \leq D$), existe um único valor de ângulo central θ ($0 \leq \theta \leq 2\pi$). Com o auxílio das razões trigonométricas de um triângulo retângulo, pode-se deduzir uma relação entre essas duas grandezas, expressa pela Equação 3.

$$h = \frac{D}{2} \left[1 - \cos\left(\frac{\theta}{2}\right) \right] \quad (3)$$

A região ocupada pela água na seção transversal (área molhada) é uma figura geométrica conhecida como segmento circular. Sua área (A_m) pode ser calculada por meio da subtração entre a área do setor circular (de raio R e ângulo central θ) e a área do triângulo isósceles correspondente, de lados iguais a R e ângulo interno θ . Assim, pode-se chegar à Equação 4:

$$A_m = \frac{D^2}{8} [\theta - \text{sen}\theta] \quad (4)$$

O perímetro molhado é a linha que limita a área molhada às paredes e o fundo do conduto, não abrangendo a superfície livre da água. No caso da seção circular, P_m é o comprimento de um arco de circunferência de raio R e ângulo central θ , que pode ser calculado pela Equação 5.

$$P_m = \frac{D\theta}{2} \quad (5)$$

O raio hidráulico (R_h) é, portanto, dado pela Equação 6:

$$R_h = \frac{D}{4} \left(\frac{\theta - \text{sen}\theta}{\theta} \right) \quad (6)$$

Substituindo o raio hidráulico na Equação de Manning, obtém-se a Equação 7, que exprime a velocidade (v) como função do ângulo central θ .

$$v = \frac{1}{\eta} \left[\frac{D}{4} \left(\frac{\theta - \text{sen}\theta}{\theta} \right) \right]^{2/3} S^{1/2} \quad (7)$$

Analisando Q em função de θ , pode-se deduzir, a partir da equação da continuidade (Equação 8), que a vazão é dada pela Equação 9.

$$Q = Av \quad (8)$$

$$Q = \frac{1}{\eta} S^{1/2} \frac{D^{8/3}}{2^{13/3}} \frac{(\theta - \text{sen}\theta)^{5/3}}{\theta^{2/3}} \quad (9)$$

Ao atribuir valores numéricos aos parâmetros η , D e S , é possível construir gráficos que esboçam a variação da velocidade e da vazão em função do ângulo central θ . A Figura 2 mostra, no plano cartesiano, a curva descrita pela Equação 9, isto é, o gráfico da vazão ($Q \times \theta$).

Na Figura 2, pode-se observar que a vazão assume um valor máximo global para algum valor de θ , ou, equivalentemente, para algum valor de h . Matematicamente, esse extremo ocorre quando $\theta = 5,28$ rad. Por meio da Equação 3, conclui-se que o nível de água associado a esse ângulo é $h = 0,9384 D$. Assim, a vazão máxima do escoamento ocorre quando a altura da lâmina d'água é igual a aproximadamente 94% do diâmetro da seção transversal do canal.

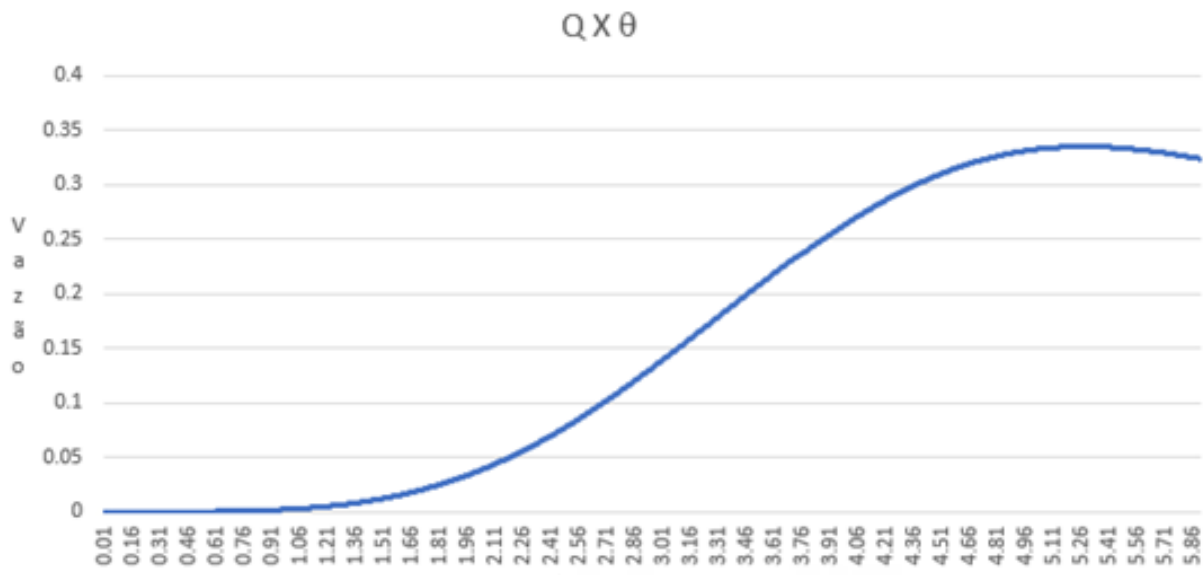


Figura 2 – Gráfico da vazão em função do ângulo central.

3.2 Função sigmoideal

A função sigmoideal, ou sigmoide, é uma função real de uma variável independente real, do tipo $y=f(x)$, comumente aplicada em áreas como computação e economia. O termo sigmoide se deve à semelhança de formato entre o seu gráfico e a letra S. A expressão matemática do sigmoide consiste numa solução particular da Equação 10, que é uma equação diferencial de variáveis separáveis.

$$\frac{dy}{dx} = \lambda \cdot y \cdot (1 - y) \quad (10)$$

De fato, separando as variáveis, tem-se a Equação 11:

$$\frac{1}{y(1 - y)} dy = \lambda dx \quad (11)$$

Para a obtenção da solução geral, é necessário integrar indefinidamente ambos os membros da Equação 11. Desse modo, chega-se a sua solução geral, dada pela Equação 12:

$$y = \frac{c \cdot e^{\lambda x}}{1 + c \cdot e^{\lambda x}} \quad (12)$$

Para $c = 1$ e $\lambda = 1$, se tem a Equação 13, que é uma solução particular da Equação 10.

$$y = \frac{e^x}{1 + e^x} \quad (13)$$

Ao multiplicar o numerador e o denominador do segundo membro da Equação 13 por e^{-x} , chega-se à Equação 14, que define a função sigmoideal.

$$y = \frac{1}{1 + e^{-x}} \quad (14)$$

A função sigmoideal é, ainda, uma função tangente hiperbólica. Pode-se verificar esse fato com o

auxílio de uma série de manipulações algébricas, que resultam na Equação 15 ou, equivalentemente, na Equação 16:

$$y = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \frac{e^{\frac{x}{2}} - e^{-\frac{x}{2}}}{e^{\frac{x}{2}} + e^{-\frac{x}{2}}} \quad (15)$$

$$y = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \tanh\left(\frac{x}{2}\right) \quad (16)$$

A Figura 3 esboça o gráfico da função sigmoideal no intervalo real $[-10, 10]$.

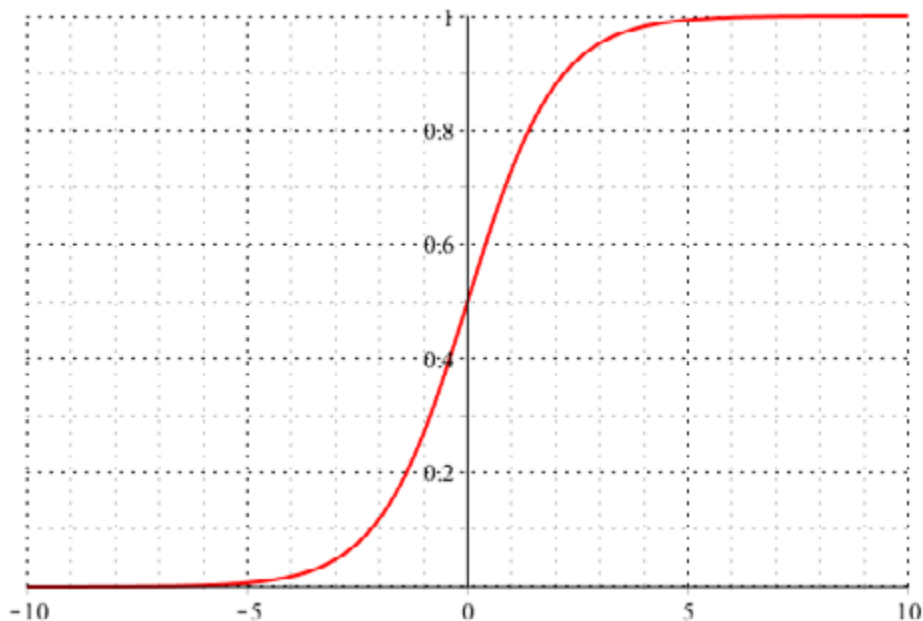


Figura 3 – Gráfico da função sigmoideal.

A Figura 3 evidencia características que podem ser constatadas a partir da expressão da função sigmoideal (Equação 14). O gráfico desse sigmoide possui duas assíntotas horizontais: quando o valor de x aumenta indefinidamente (tendendo a $+\infty$), o valor de y se aproxima indefinidamente de um. Quando o valor de

x diminui indefinidamente (tendendo a $-\infty$), o valor de y se aproxima indefinidamente de zero. Além disso, observa-se que a função sigmoideal é estritamente crescente, uma vez que sua derivada primeira é sempre positiva. Há, ainda, um único ponto de inflexão em todo o seu domínio, localizado na abscissa zero.

A função logística é uma função cuja expressão advém da função sigmoide, por meio da inserção dos parâmetros a , b e c , resultando na Equação 17.

$$y = \frac{a}{1 + e^{-c(x-b)}} \quad (17)$$

Segundo Kosko (1992) *apud* Pedrollo (1999), os termos a , b e c denominam-se, respectivamente, parâmetro de escala, parâmetro de localização e parâmetro de forma. Sua inserção não altera o formato característico do gráfico da função sigmoide. No entanto, a depender dos valores adotados para a , b e c , o gráfico da função logística pode se tornar mais achatado ou alongado, na horizontal ou na vertical, ou, ainda, ser deslocado para a direita ou para a esquerda.

O parâmetro de escala (a) interfere diretamente no conjunto-imagem da função logística. Seguindo a lei de associação dada pela Equação 17, tem-se que a imagem da função é o intervalo aberto $]0, a[$. O parâmetro de localização (b) é a abscissa do ponto de inflexão do gráfico, isto é, o local em que se dá a inversão da concavidade da curva. O parâmetro de forma (c) é o alongamento ou achatamento do gráfico na direção horizontal. Segundo Pedrollo (1999), o valor de c determina o quão suave ou abrupta é a passagem entre os valores mínimo e máximo da função logística.

4 METODOLOGIA

Para um determinado canal de seção retangular, os parâmetros η , S e D podem ser considerados constantes. Desse modo, a Equação 9 pode ser reescrita como o produto entre uma constante k (Equação 18) e uma função $g(\theta)$ (Equação 19), cuja variável é o ângulo central da seção transversal do escoamento.

$$k = \frac{1}{\eta} S^{1/2} \frac{D^{8/3}}{2^{13/3}} \quad (18)$$

$$g(\theta) = \frac{(\theta - \text{sen}\theta)^{5/3}}{\theta^{2/3}} \quad (19)$$

Portanto, a vazão do escoamento é dada pela Equação 20:

$$Q = k \cdot g(\theta) \quad (20)$$

A partir da Equação 3, pode-se deduzir que θ é uma função injetora da variável h/D , que representa a altura relativa da lâmina d'água, ou seja, o percentual de h em relação ao diâmetro D . Essa função é descrita pela Equação 21:

$$\theta = 2 \arccos \left(1 - 2 \frac{h}{D} \right) \quad (21)$$

Ou, simplesmente:

$$\theta = f \left(\frac{h}{D} \right) \quad (22)$$

Assim, tem-se que:

$$Q = k \cdot g \left(f \left(\frac{h}{D} \right) \right) \quad (23)$$

Diante disso, afirma-se que a vazão é o produto da multiplicação entre a constante k e uma função da altura relativa da lâmina d'água, conforme a Equação 24.

$$Q = k \cdot G \left(\frac{h}{D} \right) \quad (24)$$

Dado que k é constante, a função $G(h/D)$ é a responsável pelo formato do gráfico da vazão (Figura 2). Considerando a variação de Q dentro do subdomínio do intervalo $0 \leq h/D \leq 0,94$, pode-se perceber algumas semelhanças entre esse gráfico e o gráfico da função sigmoide (Figura 3). Ambas as curvas são estritamente crescentes e possuem um ponto de inflexão que as separa em dois trechos:

um à esquerda, de concavidade positiva, e outro à direita, de concavidade negativa.

Diante dessas semelhanças, propôs-se a determinação de uma fórmula que expresse a vazão do escoamento (Q) como uma função sigmoideal da altura relativa da lâmina d'água h/D . A vantagem do uso dessa fórmula está relacionada ao fato de que a função sigmoide (Equação 14) é invertível. Em razão dessa invertibilidade, pode-se expressar h como uma função explícita de Q , o que seria impossível de fazer, para canais de secção circular, a partir da equação de Manning.

4.1 Proposta de equação para a altura (h) em função da vazão (Q)

Partindo da Equação 24, ao substituir a função $G(h/D)$ por uma expressão de natureza sigmoideal, obtém-se a Equação 25:

$$Q = k \cdot sig\left(\frac{h}{D}\right) \quad (25)$$

Com o intuito de obter um bom ajuste do gráfico da função $G(h/D)$ ao gráfico de $sig(h/D)$, escolheu-se para esta última uma expressão idêntica à lei da função logística, resultando na Equação 26:

$$sig\left(\frac{h}{D}\right) = \frac{a}{1 + e^{-c\left(\frac{h}{D} - b\right)}} \quad (26)$$

Dessa forma, o próximo procedimento a ser realizado é a determinação dos parâmetros a , b e c , de modo que os valores de vazão estimados pela Equação 25 reproduzam, com o melhor nível de acurácia possível, os valores calculados a partir da Equação de Manning.

Inicialmente, buscou-se determinar os valores de a , b e c de modo que a aproximação entre as funções $sig(h/D)$ e $G(h/D)$ pudesse ser considerada satisfatória em todo o intervalo de interesse: $0 \leq h/D \leq 0,94$. No entanto, somente pôde ser identificada uma boa aproximação entre essas funções no inter-

valo $0,46 \leq h/D \leq 0,94$. Dentro desse subintervalo, os valores mais adequados encontrados para os parâmetros foram os seguintes: $a = 7,20$, $b = 0,54$ e $c = 6,80$. Substituindo esses valores na Equação 26, chegou-se à Equação 27.

$$sig\left(\frac{h}{D}\right) = \frac{7,20}{1 + e^{-6,8\left(\frac{h}{D} - 0,54\right)}} \quad (27)$$

Realizando algumas manipulações algébricas, obteve-se a Equação 28:

$$sig\left(\frac{h}{D}\right) = \frac{7,20}{1 + 39,33e^{-6,8\frac{h}{D}}} \quad (28)$$

Substituindo o resultado da Equação 28 no segundo membro da Equação 25, chega-se à Equação 29, que propõe uma alternativa para a estimativa da vazão Q num canal de secção retangular em função da rugosidade η , da declividade S , do diâmetro D e da altura da lâmina d'água h , no intervalo $0,46 D \leq h \leq 0,94 D$.

$$Q = \frac{7,20k}{1 + 39,33e^{-6,8\frac{h}{D}}} \quad (29)$$

Como mencionado anteriormente, a vantagem dessa última fórmula é sua invertibilidade, isto é, a possibilidade de expressar h como uma função de η , S e Q . Logo, ao isolar h no primeiro membro, obtém-se a Equação 30:

$$h = 0,147D \cdot \ln\left(\frac{39,33Q}{7,20k - Q}\right) \quad (30)$$

A Equação 29 não é aplicável no restante do domínio de interesse – o intervalo $0 \leq h/D < 0,46$ – e, portanto, a Equação 30 também não o é. Em face disso, buscou-se outra função, de natureza distinta, que pudesse ser aproximada da função $G(h/D)$ nesse intervalo. Escolheu-se uma função potencial, conforme a Equação 31.

$$pot\left(\frac{h}{D}\right) = m\left(\frac{h}{D}\right)^n \quad (31)$$

Assim, nesse intervalo, a vazão é dada pela Equação 32:

$$Q = k \cdot pot\left(\frac{h}{D}\right) \quad (32)$$

Desse modo, nessa etapa do trabalho foi realizada uma busca pelos valores mais adequados para os parâmetros m e n . Os valores encontrados para essas incógnitas, de modo que fosse obtida a melhor aproximação possível entre as funções $pot(h/D)$ e $G(h/D)$, foram $m = 14,415$ e $n = 2,07$. Substituindo esses valores nas equações 31 e 32, chegou-se à Equação 33:

$$Q = 14,415k\left(\frac{h}{D}\right)^{2,07} \quad (33)$$

Fazendo as operações necessárias para isolar h no primeiro membro, obtêm-se a Equação 34:

$$h = 0,276D\left(\frac{Q}{k}\right)^{0,483} \quad (34)$$

Finalmente, a síntese das equações 29 e 33 apresenta a Equação 35, uma proposta para o cálculo da vazão num conduto de seção circular em função da altura da lâmina d'água:

$$Q = \begin{cases} 14,415k\left(\frac{h}{D}\right)^{2,07} & \text{se } 0 \leq \frac{h}{D} < 0,46 \\ \frac{7,20k}{1+39,33e^{-6,8\frac{h}{D}}} & \text{se } 0,46 \leq \frac{h}{D} \leq 0,94 \end{cases} \quad (35)$$

4.2 Aplicação da equação proposta

Para avaliar a acurácia da equação proposta, foi escolhido um problema de hidráulica de canais a cuja

resolução aplicou-se a fórmula demonstrada como produto desta pesquisa. A situação em questão envolve um canal de seção circular, em que são conhecidos o diâmetro, a declividade e a rugosidade de suas paredes e fundo.

Escolheram-se diversos valores de alturas de lâmina d'água h , variando de 0 a 94% do diâmetro da seção do canal. Para cada uma dessas lâminas, foi calculada a vazão Q por meio da Equação de Manning. Para cada vazão assim encontrada, recalculou-se, por meio das Equações 30 e 34, o valor de h , obtendo uma altura estimada h_{est} , que foi comparada ao seu valor original.

O erro relativo associado à estimativa da altura da lâmina d'água em cada caso foi definido pela Equação 36. Calcularam-se, então, esses erros e, a partir desses, a confiabilidade dos resultados fornecidos pela equação ora proposta.

$$Erro = \frac{h_{est} - h}{h} \times 100\% \quad (36)$$

O problema escolhido, apresentado por Carvalho e Oliveira (2008, p. 31), em seu Capítulo 1, Seção 1.2.9.1 (exercícios resolvidos), trata de uma galeria de águas pluviais de seção circular com diâmetro $D = 1$ m, rugosidade $\eta = 0,013$ e declividade $S = 0,00248$ m/m. O transporte de água ocorre em condições de regime permanente uniformes.

5 RESULTADOS

A fórmula proposta neste estudo foi aplicada ao problema de Carvalho e Oliveira (2008), e os dados obtidos foram inseridos em uma planilha do Excel para facilitar e automatizar os cálculos (Tabela 1). Foram enumeradas as alturas das lâminas d'água, começando em $h = 0,02$, em progressão aritmética crescente de razão igual a 0,02, até chegar na lâmina de maior vazão. Calculou-se a vazão para cada um desses valores de h por meio da equação de Manning e, em seguida, foi recalculada

lada a altura da lâmina d'água, a partir desses valores de vazão, utilizando a equação proposta. Posteriormente, foi calculado o erro entre o valor

original da altura da lâmina d'água e o valor recalculado pela fórmula proposta, por meio da Equação 36.

Tabela 1 – Valores reais e aproximados da altura lâmina d'água em função da vazão.

h (m)	Q (m³/s)	hest (m³/s)	Erro (%)
0,02	0,000802382	0,019681383	-1,593082953
0,04	0,003557916	0,04040796	1,019900264
0,06	0,00845734	0,061389394	2,315656467
0,08	0,015572688	0,082442477	3,053095928
0,10	0,024927811	0,103475578	3,475577952
0,12	0,036518211	0,124431835	3,693195757
0,14	0,050320075	0,145271513	3,765366654
0,16	0,066295265	0,165964604	3,727877568
0,18	0,084394394	0,18648714	3,60396694
0,20	0,104558878	0,206819147	3,409573573
0,22	0,2672237	0,226943401	3,156091468
0,24	0,150811808	0,246844635	2,8519314
0,26	0,176748192	0,266508998	2,503460835
0,28	0,20444719	0,285923673	2,115597561
0,30	0,233819593	0,305076599	1,692199678
0,32	0,264771682	0,323956257	1,236330318
0,34	0,297205504	0,342551504	0,750442312
0,36	0,331019087	0,360851436	0,236510013
0,38	0,366106607	0,378845276	-0,303874801
0,40	0,402358497	0,396522272	-0,869432074
0,42	0,439661521	0,41387161	-1,459140491
0,44	0,477898811	0,430882331	-2,07219758
0,46	0,516949861	0,466463302	1,405065663
0,48	0,556690484	0,484378639	0,912216524
0,50	0,596992735	0,502141248	0,428249533
0,52	0,637724786	0,519819948	-0,034625456
0,54	0,678750756	0,537481828	-0,466328075
0,56	0,719930488	0,555193363	-0,858327996
0,58	0,761119263	0,573021442	-1,203199698
0,60	0,802167439	0,591034337	-1,494277199
0,62	0,842919999	0,609302606	-1,725386183
0,64	0,883215984	0,6278999	-1,890640655
0,66	0,92288779	0,646903615	-1,984300694
0,68	0,961760268	0,666395246	-2,000699084
0,70	0,9996496	0,686460176	-1,934260552
0,72	1,036361837	0,70718643	-1,779662528

continua...

Tabela 1 – Continuação...

h (m)	Q (m³/s)	hest (m³/s)	Erro (%)
0,74	1,071691015	0,728661506	-1,532228912
0,76	1,105416651	0,750965711	-1,1887222
0,78	1,13730037	0,774159135	-0,748828798
0,80	1,167081256	0,798257143	-0,217857102
0,82	1,194469242	0,823185342	0,388456303
0,84	1,219135407	0,848698771	1,035567953
0,86	1,240697108	0,874242183	1,656067742
0,88	1,258693987	0,898725384	2,127884555
0,90	1,272546543	0,920214479	2,246053238
0,92	1,281477846	0,93565085	1,701179359
0,94	1,284345624	0,94092234	0,098121248

Destacada em negrito na última linha da Tabela 1 está a ocasião em que a altura da lâmina d'água corresponde a 94% do diâmetro, o que configura a vazão máxima. Observa-se, na quarta coluna, que os erros listados possuem valores consideravelmente pequenos quando comparados aos valores reais de lâmina d'água. Esse fato é identificável pois nenhum erro supera, em valor absoluto, a medida de 3,8%. Assim, conclui-se que a utilização da

fórmula proposta para encontrar explicitamente a lâmina d'água pela vazão pode resultar em valores com boa aproximação.

Na Figura 4, elaborada com as informações da Tabela 1, encontram-se os gráficos da altura real da lâmina d'água e da altura estimada pela fórmula proposta, em função dos valores de vazão, que variam de zero até o valor de vazão máxima.

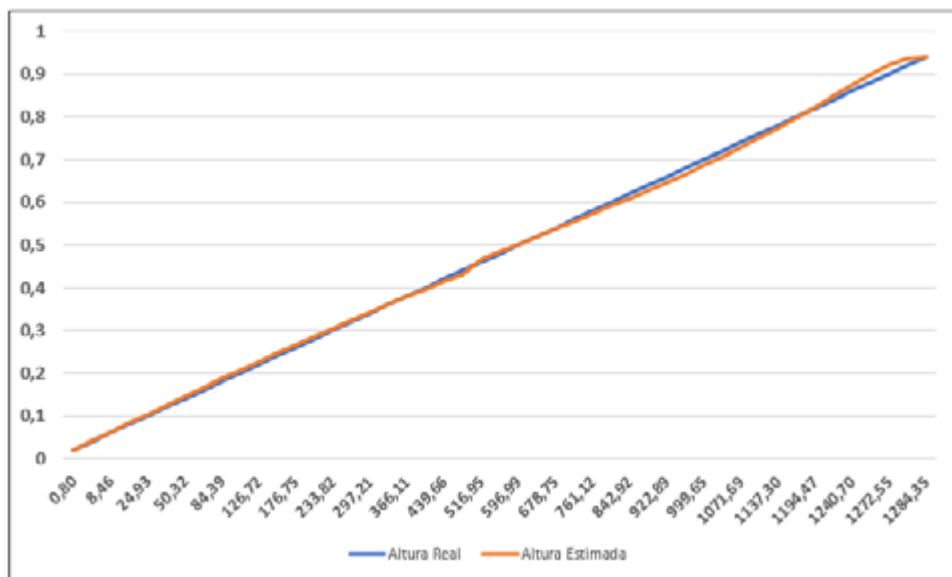


Figura 4 – Comparação entre as alturas de lâmina d'água real e estimada.

A linha em vermelho representa os valores aproximados de altura da lâmina d'água, estimados pelas equações 30 e 34. Por sua vez, a linha azul representa os valores reais de altura da lâmina d'água, associados aos valores de vazão contidos no eixo horizontal e calculados pela Equação de Manning. A proximidade entre as curvas é notável: há uma quase sobreposição entre elas por um longo trecho, correspondente ao intervalo de valores de lâmina d'água entre zero e 45% do diâmetro.

A divergência entre as curvas é mais acentuada no trecho final, próximo ao ponto de vazão máxima. Não obstante, conforme as informações da Tabela 1, os erros percentuais nesse trecho não ultrapassam a medida de 2,3%. Convém destacar que, para alturas de lâminas próximas a 0,45 D e 0,46 D, há um curto trecho em que a inclinação do gráfico é mais acentuada. Isso se deve ao fato de que nesse intervalo ocorre a mudança do uso da Equação 30 para a Equação 34, no cálculo aproximado das alturas de lâmina d'água.

Finalmente, vale salientar que a vazão máxima calculada pela Equação de Manning é praticamente igual à vazão máxima calculada pela Equação 33, proposta neste estudo. Esse fato pode, ainda, ser evidenciado com a coincidência entre as extremidades finais das linhas azul e vermelha na Figura 4.

6 CONCLUSÃO

Este trabalho teve como propósito apresentar uma alternativa para o cálculo da altura da lâmina d'água num conduto de secção circular em função da vazão. A metodologia foi exitosa na determinação da proposta e na precisão dos valores obtidos a partir desta. Em face disso, considera-se evidente a contribuição da fórmula apresentada neste estudo para a realização dos cálculos e a solução dos problemas aos quais ela pode ser aplicada. Trata-se, portanto, de uma ferramenta útil e de grande valia na abordagem de escoamentos livres de secção circular, a exemplo das tubulações de esgoto.

A equação proposta teve a sua acurácia testada nesta investigação. A partir de um exemplo resolvido, no qual se aplicou tanto a Equação de Manning como a fórmula apresentada, obtiveram-se valores muito bem aproximados no que se refere às alturas da lâmina d'água. Na análise comparativa entre os valores reais e estimados, observou-se que os erros relativos obtidos apresentaram valores, em módulo, inferiores a 3,8%.

A vantagem da fórmula proposta neste trabalho, além da realização de boas estimativas de valores de lâmina d'água, está na simplicidade de se trabalhar com a altura h isoladamente no primeiro termo. Por conseguinte, é possível estimar a altura da lâmina com nível satisfatório de acurácia, a partir do valor de vazão (inicialmente conhecido ou calculado). Como mencionado anteriormente, isso não seria possível apenas com a Equação de Manning. Nesse caso, seria necessário o uso de métodos numéricos ou ferramentas computacionais para tal propósito.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Concepção do Artigo: Costa JNA, Costa LHM; **Metodologia:** Costa JNA, Castro MAH; **Discussão dos Resultados:** Costa JNA, Costa LHM, Castro MAH; **Redação – Primeira Versão:** Costa JNA; **Redação – Revisão & Edição:** Costa JNA, Costa LHM.

8 REFERÊNCIAS

- AKUTSU, J. **Hidráulica geral e aplicada**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2012.
- ALVES, L. G. S. *et al.* Estimativa do coeficiente de Manning para cálculo de vazão em regime sob efeito de remanso hidráulico na bacia amazônica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22., 2017, Florianópolis. **Anais** [...]. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., Florianópolis, 2017. p. 1-7. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/60/PAP022828.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2024.
- AZEVEDO NETTO, J. M. de *et al.* **Manual de hidráulica**. 8. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1998.
- BAPTISTA, M. B.; COELHO, M. M. L. P. **Fundamentos de engenharia hidráulica**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

CARVALHO, J. de A; OLIVEIRA, L. C. de. **Instalações de bombeamento para irrigação**: hidráulica e consumo de energia. Lavras: Editora UFLA, 2008.

COSTA, J. N. de A. **Análise da outorga de direito de uso dos recursos hídricos no estado do Ceará**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

GOLDFARB, M. C. *et al.* Escoamento uniforme em canais circulares lisos. Parte II: comparação entre o método de Kazemipour e a equação de Manning. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n. 2-3, p. 180-183, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662004000200003>

KOSKO, B. **Neural networks and fuzzy systems**: a dynamical systems approach to machine intelligence. Nova Jersey: Prentice Hall, 1992.

LIMERINOS, J. T. **Determination of the Manning coefficient from measured bed roughness in natural channels**. Washington, DC: United States Government Printing Office, 1970.

PORTO, R. de M. **Hidráulica básica**. 4 ed. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2006.

PEDROLLO, O. C. Previsão hidrológica de curto prazo com chuvas efetivas determinadas pela função sigmoide. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 19-30, 1999. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/232492>. Acesso em: 31 jan. 2024.

STREETER, V. L; WYLIE, E. B. **Mecânica dos fluidos**. 7. ed. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1982.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. 4 ed. Porto Alegre: UFRGS; ABRH, 2012.

Ensaio controlados para análise de desaguamento de lodo de ETA em leitos de drenagem: influência do teor de sólidos

Controlled tests for dewatering sludge of WTS in drainage bed: influence of solid content


- **Data de entrada:**
31/03/2023
- **Data de aprovação:**
05/06/2023


Matheus Morais Minatel^{1*} | Cali Laguna Achon¹ | Renan Felicio dos Reis²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.035>

ORCID ID

Minatel MM  <https://orcid.org/0000-0003-2679-5035>

Achon CL  <https://orcid.org/0000-0001-5819-8089>

Reis RF  <https://orcid.org/0000-0002-0290-2126>

Resumo

O lodo gerado em estações de tratamento de água (ETA) tem cerca de 97% de umidade (valor que varia de acordo com as características do sistema de tratamento), sendo considerado um resíduo sólido de acordo com a Lei n. 12.305/2010, que prevê como primeira ordem de prioridade para os resíduos a redução, seguida do reuso e da reciclagem. A redução do volume do lodo pode ser realizada através do desaguamento, usando sistemas naturais ou mecânicos. Entre os sistemas naturais, o leito de drenagem (LD) se mostrou promissor em vários estudos que promoveram esse processo com distintos teores de sólidos totais (%ST), avaliando a eficiência do sistema de LD em ensaios submetidos a condições iniciais muito distintas. Neste trabalho, avaliou-se a influência do %ST do lodo bruto em drenagens submetidas a condições iniciais controladas, analisando-se a influência da variação do %ST em leitos com a mesma altura de lodo e as mesmas taxas de aplicação de sólidos (TAS). Utilizou-se o sistema gravimétrico para a medição das vazões nos ensaios, e também foram realizadas medidas de pH, turbidez e cor aparente para mensurar a qualidade dos drenados. Verificou-se que leitos com maiores %ST submetidos a mesma TAS, apesar de apresentarem menores vazões, terminaram suas drenagens em menos tempo. Também se verificou que o volume drenado é inversamente proporcional ao %ST do lodo bruto. Não foi observada uma relação direta entre o %ST e os valores de cor aparente e turbidez, evidenciando que a qualidade do líquido drenado foi independente do %ST do lodo bruto.

Palavras-chave: Lodo de ETA. Desaguamento. Leito drenagem. Concentração de sólidos.

Abstract

The sludge generated in water treatment plants (WTS) has about 97% humidity (a value that varies according to the characteristics of the treatment system), being considered a solid waste according to Brazilian Law No. 12,305/2010, which provides, as the first order of priority for the waste, reduction, followed by reuse and recycling. The sludge volume reduction can be accomplished by dewatering, using natural or mechanical systems. Among the natural systems,

¹ Universidade Federal de São Carlos – São Carlos – São Paulo – Brasil.

² Instituto Federal de São Paulo – São Roque – São Paulo – Brasil.

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

the drainage bed (DB) showed promise in several studies that promoted this process with different levels of total solids (TS%), evaluating the efficiency of DB in clinical trials under very different initial conditions. In this work, the influence of the TS% of the raw sludge in drainages submitted to controlled starting conditions was evaluated, analyzing the influence of the variation of the TS% in beds with the same sludge height and the same solid application rates (SAR). It used the gravimetric system to determine the flow rates in the tests, and measurements of pH, turbidity, and color were also performed to measure the quality of the drains. Beds with higher TS% with the same SAR, despite having lower flow rates, finished their drains in less time. It was also found that the volume drained is inversely proportional to the TS% of the crude sludge. No direct relationship was observed between the TS% and the apparent color and turbidity values, showing that the quality of the drained liquid was independent of the TS% of the crude sludge.

Keywords: Sludge of WTS. Dewatering. Drainage bed. Solids concentration.

1 INTRODUÇÃO

As estações de tratamento de água (ETA) geram resíduos durante o processo de potabilização para abastecimento público, sendo esses o lodo e a água de lavagem de filtros (ALAF). Esses resíduos precisam ser removidos, garantindo a eficiência do sistema, e tratados, sendo dispostos de forma ecologicamente adequada para evitar impactos ambientais.

O volume estimado de resíduos de ETAs gerados no Brasil, considerando a geração de 5% de lodo em relação ao volume de água tratada (Cordeiro; Barroso; Achon, 2011) em dados de produção atuais, totaliza cerca de 700 mil m³.dia⁻¹ de lodo.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), a ALAF supera em termos volumétricos os lodos provenientes dos decantadores, porém possui teor de sólidos totais (%ST) bem menor, com valores entre 0,01% a 0,05%. Fontana (2004) e Reali (1999) indicam que a %ST do lodo dos decantadores pode variar bastante de um sistema para o outro, podendo alcançar até 3%. Já Di Bernardo L, Di Bernardo A e Centurione Filho (2002) indicam a variação da %ST geralmente na faixa de 4 a 13% para lodos provenientes de decantadores convencionais, sem equipamentos de extração,

e a concentração entre 0,1 e 1% para lodos de decantadores de alta taxa ou convencionais, com equipamentos de remoção de lodo que realizam descargas diárias.

Estudos elaborados por Achon e Cordeiro (2016) sobre a destinação e disposição de resíduos (lodo) em 22 ETAs de uma mesma sub-bacia, localizada no estado de São Paulo, demonstraram que 77% dessas lançam o resíduo em corpos d'água, 9% lançam no solo, 14% dispõem em aterros e não existe reciclagem ou reuso.

Embora tenha em sua composição grande quantidade de água, o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido e, portanto, deve estar em conformidade com a NBR 10004 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004) e com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei n. 12.305/2010, que estabeleceu uma ordem de prioridade no gerenciamento desses resíduos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e, por fim, a disposição final ambientalmente adequada (Brasil, 2010). Nesse âmbito, para viabilizar o reuso ou a reciclagem é necessário que antes o lodo seja destinado a um sistema de desaguamento natural ou mecânico.

Entre os sistemas naturais, o leito de drenagem (LD), proposto inicialmente por Cordeiro (2001), tem se mostrado promissor em promover o desaguamento de resíduos de ETA, conforme observado em estudos em escala piloto realizados por Barroso (2007), Achon, Barroso e Cordeiro (2008), Reis (2011), Silveira (2012) e Cordeiro *et al.* (2014), e em protótipos em escala real estudados por Fontana (2004) e Lustosa *et al.* (2017). Todas essas pesquisas citadas promoveram ensaios de desaguamento de lodos em LD com distintos %ST, de acordo com as amostras de lodo bruto coletadas nas ETAs, avaliando a eficiência do sistema em ensaios submetidos a condições iniciais muito distintas.

Nesse sentido, e buscando contribuir com a avaliação pontual de um parâmetro que possui valores com grande amplitude, este estudo tem por objetivo avaliar a influência do teor de sólidos totais (%ST) do lodo bruto na qualidade e quantidade do líquido drenado, usando um sistema de bancada de LD com monitoramento contínuo da vazão em drenagens submetidas a condições iniciais controladas, analisando também a influência da %ST para diferentes alturas de camada de lodo e taxa de aplicação de sólidos (TAS).

2 METODOLOGIA

Foram realizados dez ensaios com a finalidade de avaliar o desaguamento dos lodos de ETA em LD com diferentes teores de sólidos totais (%ST). Avaliou-se a influência da variação de %ST nas drenagens em leitos submetidos a mesma carga hidráulica e, posteriormente, em leitos submetidos a mesma TAS em KgST.m^{-2} .

Os lodos utilizados nas drenagens foram preparados previamente para obterem os valores de %ST de 0,5%, 1,0%, 1,5%, 2,0% e 2,5%. Todo o lodo utilizado nos ensaios foi coletado com teor de sólidos inicial de $\text{ST}=5,5$, diretamente do decantador de uma ETA localizada no estado de São Paulo e durante a realização do processo de limpeza. Para se atingir o %ST inicial desejado aos ensaios para além do lodo, a água diretamente do decantador em operação foi coletada a fim de diluir o lodo com alta %ST.

A diluição foi realizada conforme etapas (a) e (b) da Figura 1. Na etapa (a), o lodo passou por peneira de 4 mm para a retenção de matéria orgânica grosseira. Em seguida, na etapa (b), uma fração do lodo peneirado foi diluído com água do decantador até atingir as concentrações de sólidos totais predefinidas.

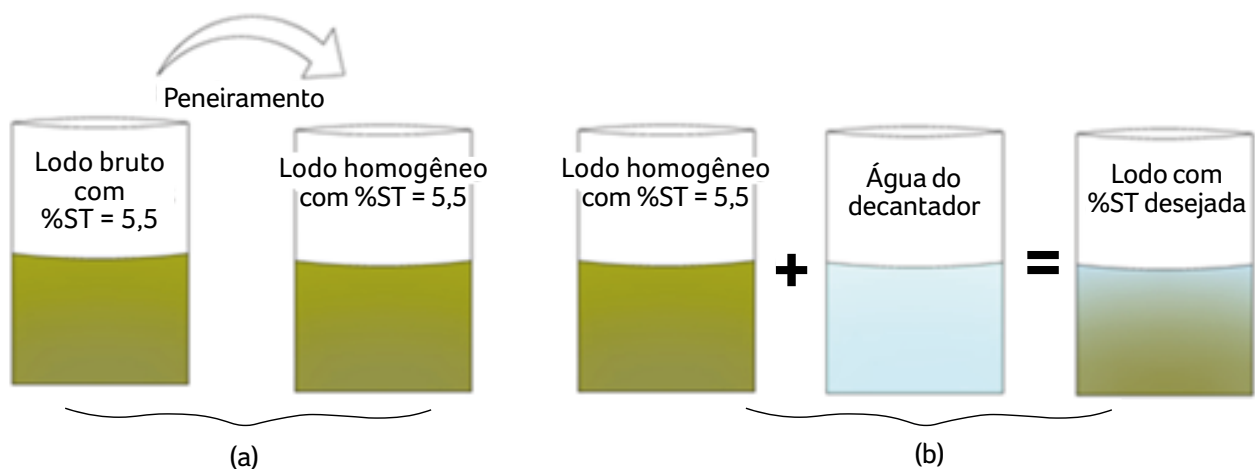


Figura 1 – Etapas de preparação do lodo com diferentes %ST.

A quantidade de água necessária para a diluição da amostra foi calculada conforme Equação 1

$$M_{\text{água}} = M_{\text{lodo inicial}} \cdot \left(\left(\frac{\%ST_i}{\%ST_f} \right) - 1 \right) \quad (1)$$

Onde:

$M_{\text{água}}$ (kg) – Massa de água a adicionar.

$M_{\text{lodo inicial}}$ (kg) – Massa de lodo antes da diluição.

$\%ST_i$ – Porcentagem de sólidos totais do lodo antes da diluição.

$\%ST_f$ – Porcentagem de sólidos desejado.

A metodologia adotada para a diluição se mostrou eficiente, visto que após todas as diluições, amostras do resíduo foram coletadas em triplicata e levadas a estufa até a estabilização da massa, onde se observou erros da ordem de 0,02 em %ST.

O sistema de LDs proposto utilizado neste estudo foi concebido para que houvesse apenas fluxo normal em relação ao plano do geotêxtil, o leito foi composto por tubo de acrílico (D = 150mm), preenchido com brita no fundo (4 cm). O tubo condutor de cada LD conduziu a vazão a um recipiente alocado sobre uma balança, e esta enviou dados

de variação de massa ao sistema de aquisição de dados. Optou-se por um sistema gravimétrico de medição das vazões devido à grande amplitude de faixa observada em ensaios preliminares.

Assim, foram medidas as vazões do drenado e determinado o percentual de volume de drenado de água livre em função do tempo, conforme Equação 2. A medição das vazões foi realizada até o fim da percolação de água livre em cada ensaio.

$$Q = \frac{\Delta m}{\Delta t \times \rho \times A} \quad (2)$$

Onde:

Q (L.min⁻¹.m⁻²) – Taxa de drenagem: vazão em litros por minuto a cada m² de geotêxtil.

Δm (kg) – Variação da massa no intervalo de tempo Δt .

ρ (g.cm⁻³) – Massa específica do drenado.

Δt (min) – Intervalo de tempo.

A (m²) – Área de aplicação do lodo no geotêxtil.

A foto do sistema de desaguamento proposto e detalhes do sistema de LD em escala laboratorial são apresentados na Figura 2.

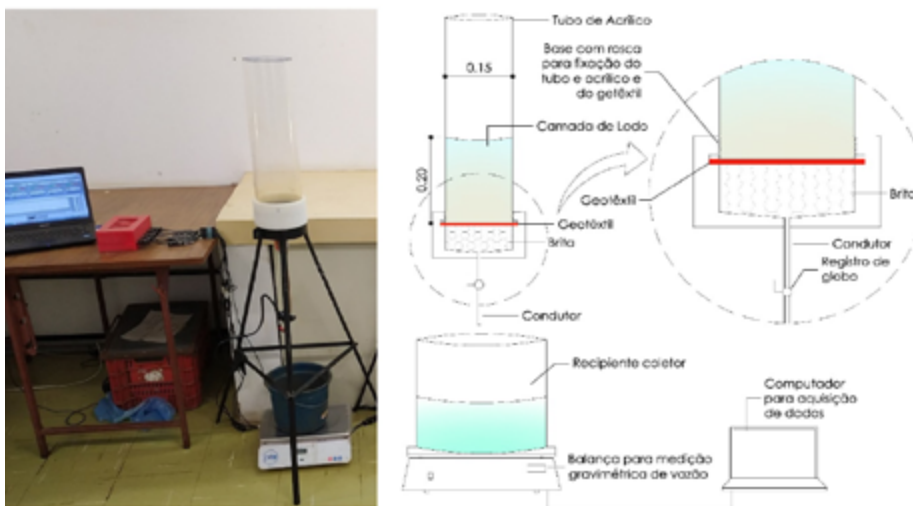


Figura 2 – Foto do sistema de Leito de Drenagem e esquema de instalação.

Tabela 1 – Condições iniciais dos ensaios realizados.

Ensaio	Altura da camada de lodo bruto (cm)	%ST	TAS (kg.m ⁻²)	Volume de lodo bruto aplicado (L)
H20-ST0,5-T1	20	0,5	1	3,53
H20-ST1,0-T2	20	1	2	3,53
H20-ST1,5-T3	20	1,5	3	3,53
H20-ST2,0-T4	20	2	4	3,53
H20-ST2,5-T5	20	2,5	5	3,53
H20-ST3,0-T6	20	3	6	3,53
H30-ST2,0-T6	30	2	6	5,30
H40-ST1,5-T6	40	1,5	6	7,07
H40-ST0,5-T2	40	0,5	2	7,07
H10-ST2,0-T2	10	2	2	1,77

Semelhante ao que foi proposto por Silveira (2012), determinou-se a porcentagem dos drenados com qualidade similar ao padrão de cor aparente e turbidez, estabelecido pela Resolução CONAMA n. 357/2005 para corpos de água doce Classe II. Então, foram observadas as porcentagens dos drenados com valores de turbidez

inferiores a 100 uT e a porcentagem dos drenados com valores de cor aparente inferiores a 75 uH.

Para todos os ensaios foi utilizado o geotêxtil de poliéster não tecido, GeoFort GH 21. Na Tabela 2, tem-se as especificações técnicas do geotêxtil utilizado nos ensaios.

Tabela 2 – Especificação do geotêxtil utilizado na pesquisa.

PARÂMETROS	GeoFort GH 21 Geotêxtil Não tecido
Gramatura (g.m ⁻²)	400
Resistência à tração nominal (kN.m ⁻¹)	21
Permeabilidade (cm.m ⁻¹)	0,22
Abertura de filtração (µm)	65
Permissividade(S-1)	1,22
Fabricante	OBBER
Composição	100% Poliéster

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Figura 3, compilou-se os resultados da taxa de drenagem por metro quadrado de geotêxtil, em L.min⁻¹.m⁻² nos leitos submetidos ao carregamento de 20 cm de lodo, com seis concentrações distintas.

Santos (2012) observou que quando registrada a vazão de 1,67mL.min⁻¹, atribuída por Barroso (2007) como sendo a vazão de final da drenagem, ainda havia volumes consideráveis de lodo em seus LD e, em consonância com Silveira (2012),

considerou como final da drenagem a extinção da lâmina de água no lodo retido no geotêxtil. Cabe observar que Barroso (2007) atribuiu a vazão de 1,67 mL.min⁻¹ como a vazão de final da drenagem para um LD com tipologia peculiar, e com nítida contribuição lateral do geotêxtil. Nos experimentos de Santos (2012) e Silveira (2012) em escala reduzida, a tipologia dos LDs utilizados nesses ensaios evidencia apenas fluxo normal ao

plano do geotêxtil, no entanto seus leitos possuem diâmetros distintos e ambas apresentam seus resultados de vazão em mL.min⁻¹, o que torna difícil a comparação entre esses resultados. Buscando padronização na apresentação dos dados, e procurando estabelecer critérios para elaboração de projetos de LD em escala real, propõe-se neste estudo a utilização de taxa de drenagem por metro quadrado de geotêxtil.

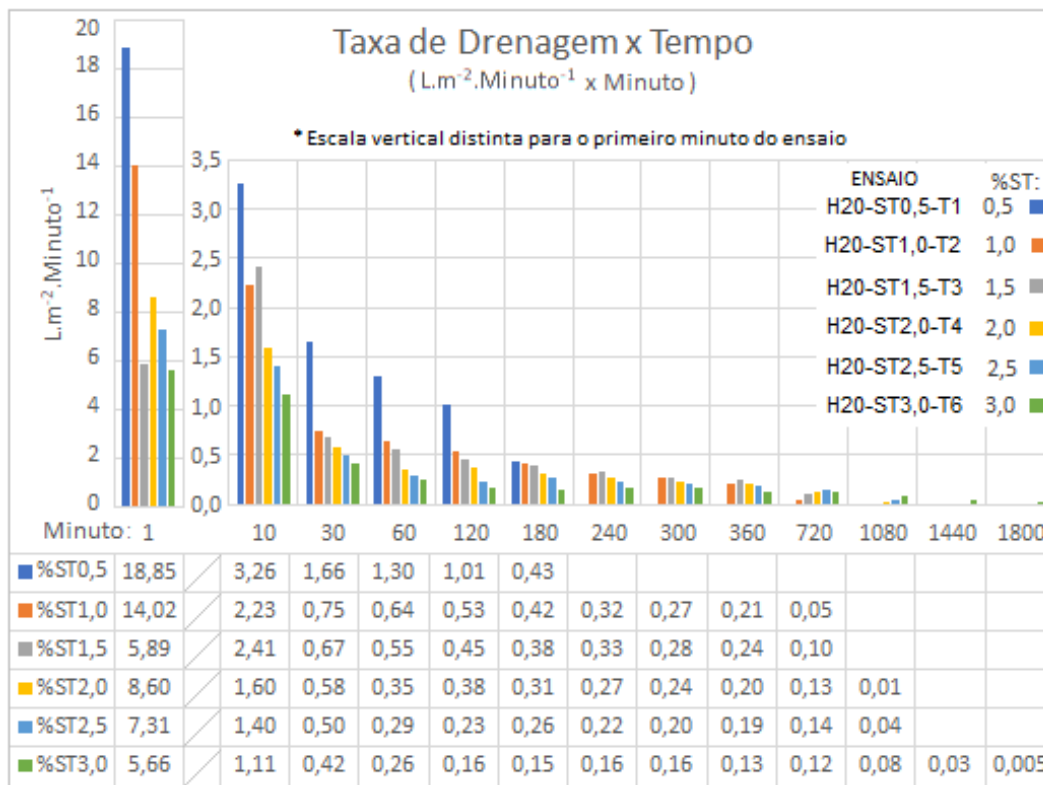


Figura 3 – Taxa de drenagem por metro quadrado de geotêxtil L.min⁻¹.m⁻² ao longo dos ensaios para LD, submetidos a mesma altura de lodo inicial.

Santos (2012) realizou ensaios com leito, geotêxtil, %ST e altura de camada de lodo semelhantes aos propostos nesta pesquisa, porém seus resultados foram expressos em mL.min⁻¹. Com o objetivo de comparar esses aos encontrados nesta pesquisa, calculou-se a taxa de drenagem em função dos valores de vazão que Santos (2012) observou em seu

ensaios com %ST de 1,71, TAS de 3,5 kg.m⁻², altura inicial de camada de lodo de 20,5 cm, com lodo aplicado em leito com área de fundo de 0,0177 m². Os valores da taxa de drenagem calculada e vazões podem ser encontrados na Tabela 3, na qual também se verifica valores semelhantes aos das taxas de drenagem encontradas nesta pesquisa.

O gráfico apresentado na Figura 3 demonstra, conforme observado em Santos (2012), que há redução da vazão drenada ao longo do tempo. Barroso (2007) e Mortara (2011) atribuem esse decréscimo à obstrução dos poros do geotêxtil pelas partículas menores de lodo. Verifica-se também que a taxa de drenagem é inversamente proporcional ao %ST

do lodo aplicado e, conforme pode se observar na Figura 3, o lodo com %ST de 3,0 demorou 10 vezes mais tempo para encerrar a drenagem quando comparado com os resultados para o lodo de 0,5 %ST. Isso evidencia o maior efeito da colmatação em leitos com maiores %ST e, conseqüentemente, maiores TAS para a mesma carga hidráulica.

Tabela 3 – Vazões observadas por Santos (2012) e Taxas de Drenagem calculadas.

Tempo (min)	15	30	45	60	90	120	210	300	390
Q (mL.min ⁻¹)	44,0	6,2	2,9	1,8	1,7	1,0	1,3	0,8	0,5
Taxa de drenagem calculada. (L.min ⁻¹ .m ⁻²)	2,49	0,35	0,16	0,10	0,10	0,06	0,07	0,05	0,03

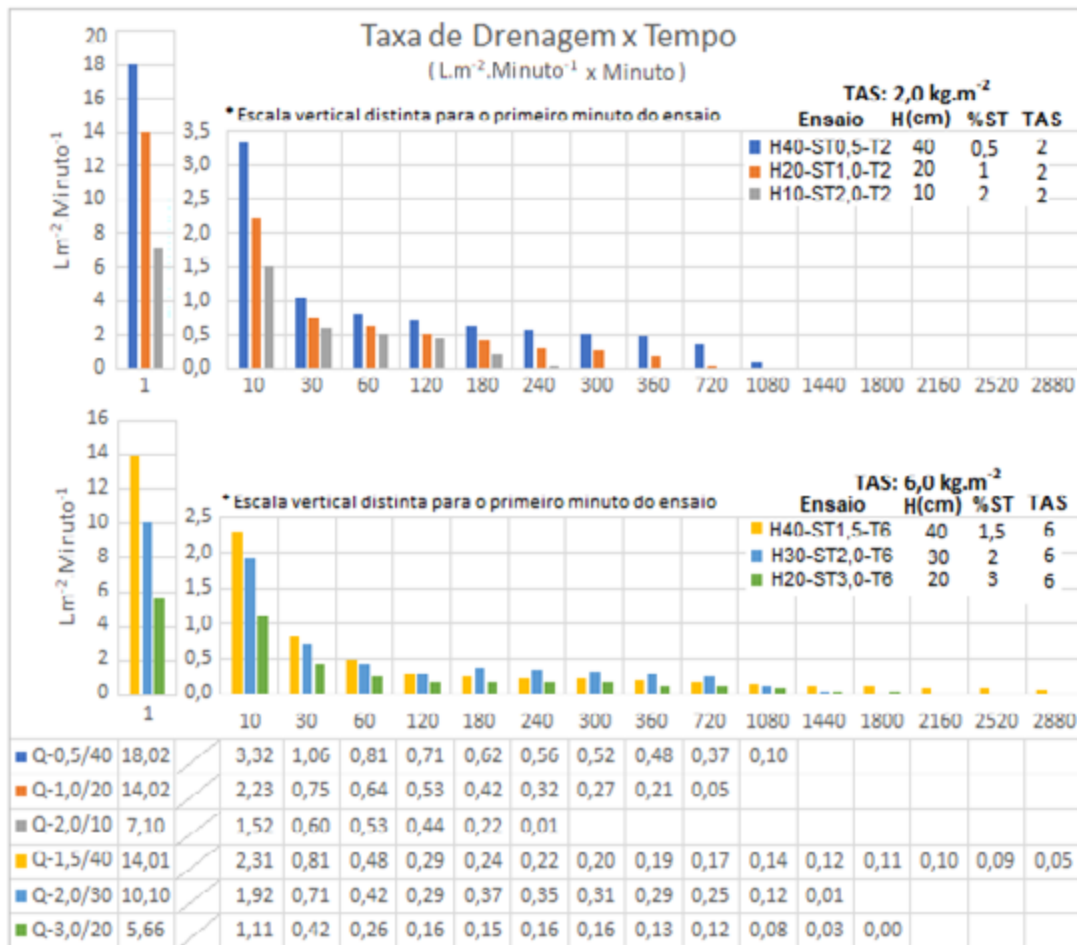


Figura 4 – Taxa de drenagem ao longo dos ensaios para leitos submetidos a mesma TAS.

Na Figura 4, compilou-se a vazão observada, representada a partir da Taxa de Drenagem, nos leitos submetidos a mesma TAS. Variou-se a carga hidráulica e o %ST do lodo aplicado e foram realizados três ensaios com TAS de 2,0 kg.m⁻² e três ensaios com TAS de 6,0 kg.m⁻².

Verificou-se que a taxa de drenagem é inversamente proporcional ao %ST, em que leitos com maiores %ST e menores alturas de lodo apresentaram menores vazões. Mesmo apresentando menores taxas de drenagem, observou-se que os leitos com maiores %ST e menores alturas terminaram suas drenagens mais rápido quando comparados com os leitos com menores %ST e maior altura de camada de lodo inicial.

Na Figura 5 se pode observar a porcentagem do drenado com relação ao volume inicial de lodo, aplicado para os leitos submetidos a mesma altura inicial do resíduo de 20 cm e diferentes concentrações de sólidos. Barroso (2007) verificou que, quanto menor o teor de sólidos inicial do lodo bruto, maior é o volume de lodo drenado, e tal observação foi constatada nos ensaios realizados para esta pesquisa. Além disso, foi possível verificar que os leitos com menores %ST apresentaram porcentagens acumuladas de drenado com valores maiores para os primeiros minutos da drenagem. Verificou-se o valor de 95,43% de volume drenado para o leito com %ST de 0,5 e o valor de 74,9% para o leito com %ST de 3,0.

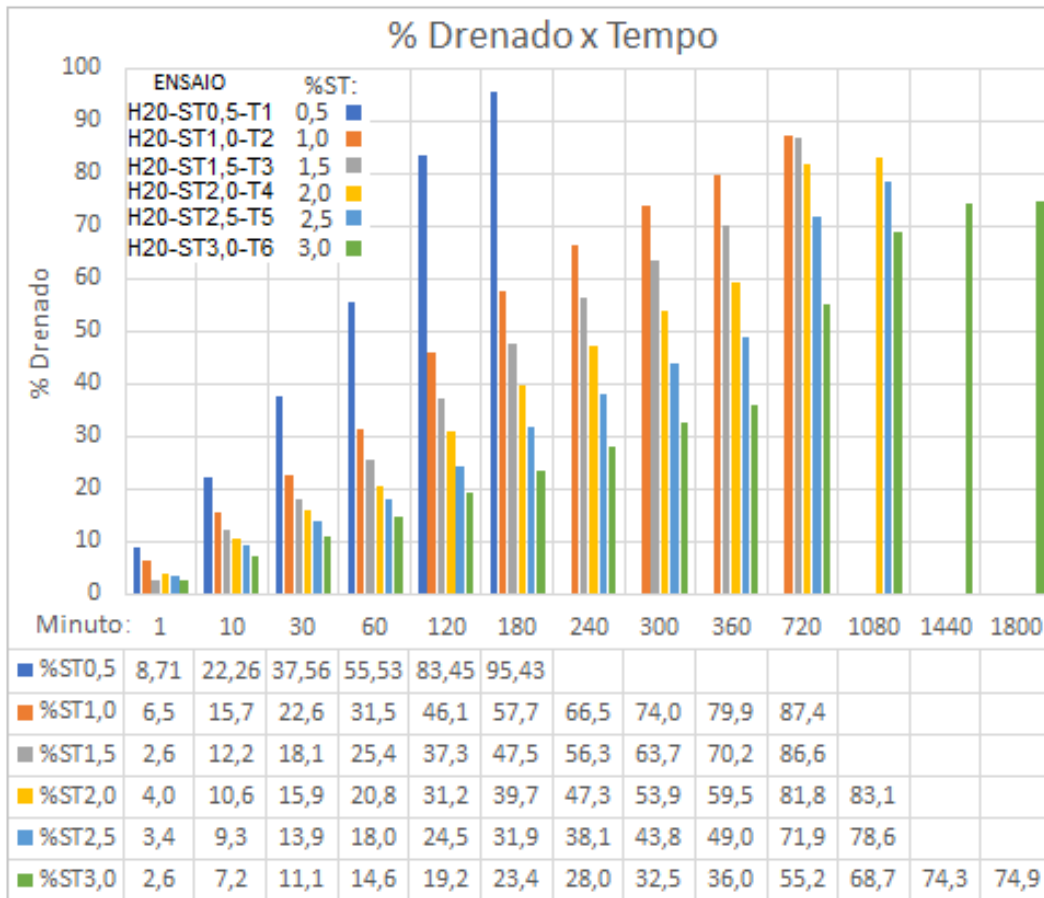


Figura 5 – Porcentagem drenada acumulada para os ensaios com a mesma altura de lodo.

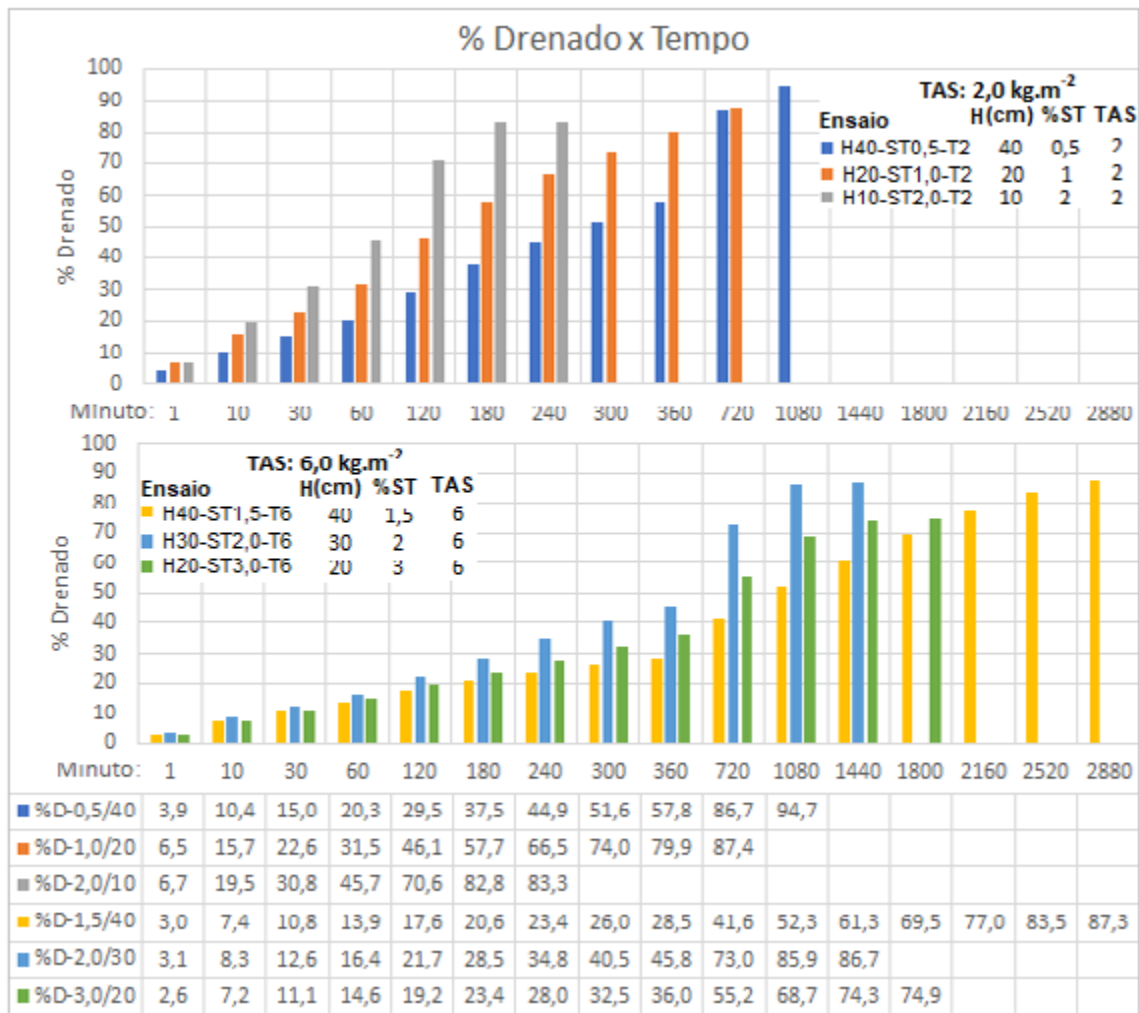


Figura 6 – Porcentagem drenada acumulada para os ensaios com mesmas TAS.

Na Figura 6, verifica-se a porcentagem drenada acumulada para três ensaios com TAS de 2,0 kg.m⁻² e três ensaios com TAS de 6,0 kg.m⁻². Verificou-se a mesma tendência observada na Figura 5, com leitos com menores %ST apresentando maiores porcentagens drenadas em relação ao volume de lodo aplicado. Isso evidenciou ainda mais a correlação entre o %ST e a porcentagem total do drenado após o término das vazões.

Nas Figuras 7 e 8, é possível observar a evolução dos valores para os parâmetros de turbidez e cor aparente nas amostras coletadas durante as dre-

nagens com diferentes %ST, submetidas a mesma carga hidráulica, para os três ensaios com TAS de 2,0 kg.m⁻², e para outros três ensaios com TAS de 6,0 kg.m⁻².

Na análise da Figura 7, e conforme observado em Santos (2012), Silveira (2012) e Reis (2011), existe uma tendência de decréscimo nos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez do drenado ao longo do processo de desagamento por LD.

Pode-se observar que as amostras coletadas no tempo de um minuto geralmente apresentam

valores mais elevados de cor e turbidez, sendo que para os ensaios da Figura 7, o leito com %ST de 1,5 apresentou as maiores medições para esses parâmetros. Não foi possível observar correlação da %ST do lodo aplicado com os valores observados para os parâmetros de cor aparente e turbidez nos ensaios submetidos a mesma carga hidráulica, visto que os maiores valores desses fatores foram observados em leitos com %ST intermediárias. Já na Figura 8, é possível verificar que os três ensaios com TAS de 6,0 kg.m⁻² apresentaram valores maiores desses dados quando comparados com os três ensaios com TAS de 2,0 kg.m⁻².

Considerando apenas as porcentagens dos drenados com turbidez inferiores a 100 uT, foi possível observar que, em todos os ensaios, todo o líquido drenado a partir do primeiro minuto já apresentava qualidade compatível com corpos de água doce classe II. Para o parâmetro cor aparente, foi possível observar que apenas os ensaios com altura da camada inicial de lodo de 20 cm e

%ST de 0,5 e 1,0 apresentaram drenados com cor aparente inferior a 75 uH já no primeiro minuto de ensaio, sendo que todos os leitos alcançaram qualidade similar apenas a partir do 30º minuto. O percentual dos drenados com turbidez inferior a 100 uT e cor aparente inferior a 75 uH pode ser observado na Tabela 4.

Observando-se a Tabela 4 e visto que todo o drenado, a partir do primeiro, já apresentou turbidez inferior a 100 uT, pode-se afirmar que maiores percentuais do drenado com turbidez inferior a 100 uT estão associados a menores vazões iniciais apresentadas nas drenagens, com maiores %ST submetidas a mesma altura de aplicação de lodo. Já para os leitos com TAS de 2,0 kg.m⁻², as menores porcentagens de drenado com turbidez inferior a 100 uT estão associadas aos leitos com menores alturas de camada de lodo e, conseqüentemente, menores volumes de lodo aplicado, em que a vazão do primeiro minuto (não considerada no enquadramento) representou maiores frações no drenado total para esses leitos.

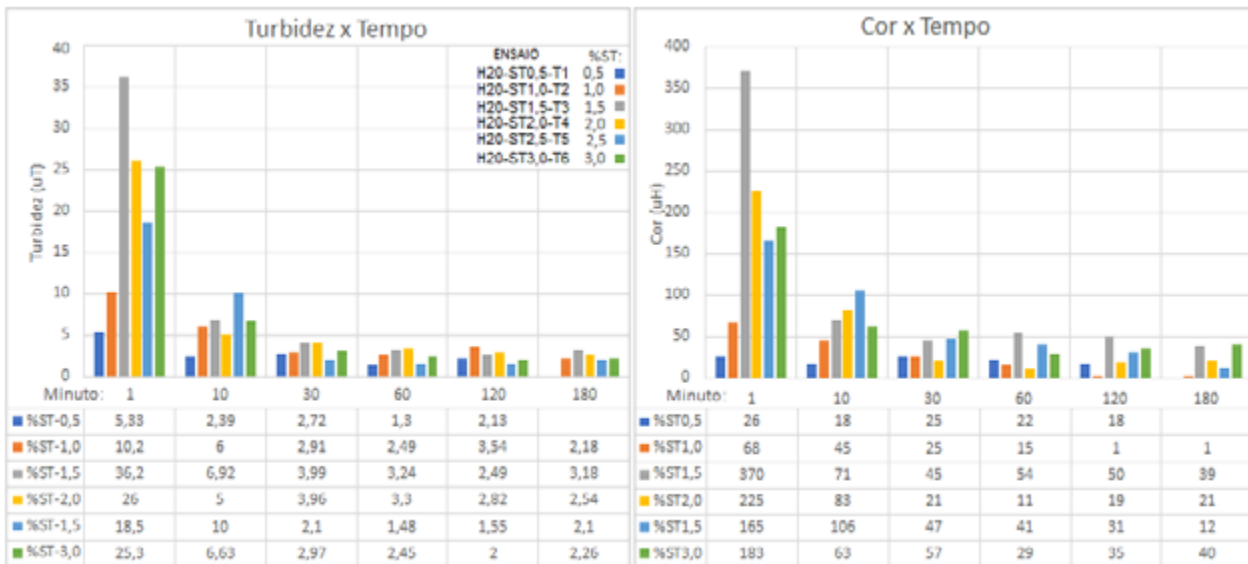


Figura 7 – Cor aparente e turbidez para os ensaios com mesma altura inicial de lodo.

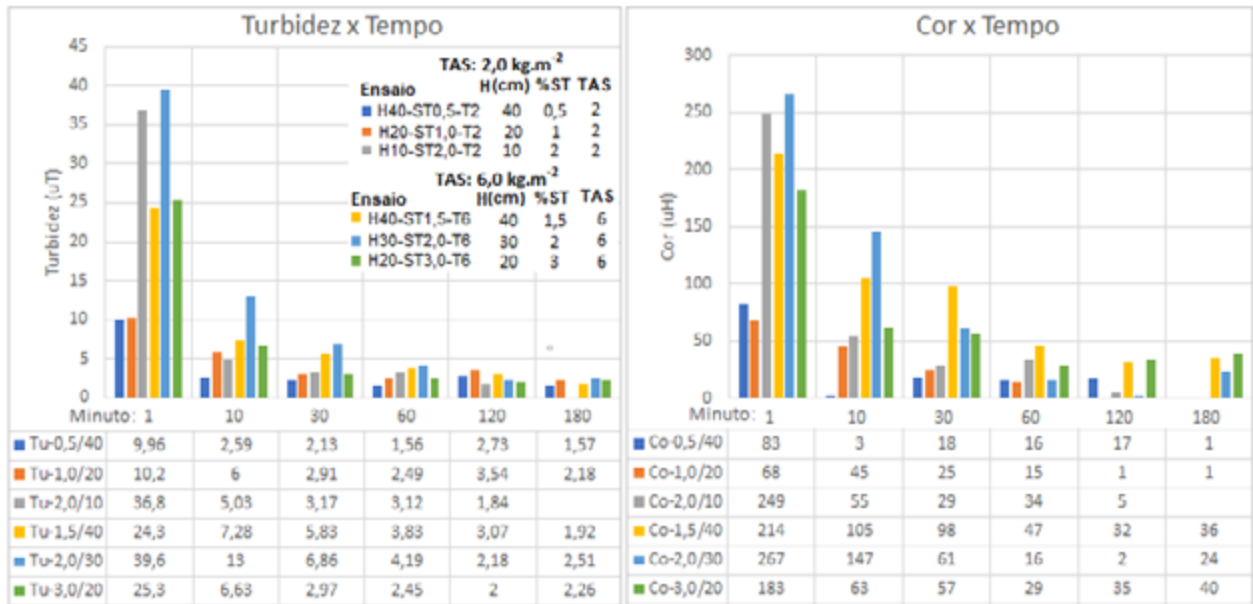


Figura 8– Cor aparente e turbidez para os ensaios com mesma TAS.

Observadas as porcentagens do drenado com cor aparente inferior a 75 uH, verifica-se uma certa aleatoriedade nos valores, o que indica que a qualidade do líquido drenado foi independente da %ST do lodo bruto.

Na Figura 9, pode-se observar a variação de pH dos drenados nos dez ensaios realizados nesta pesquisa. Verifica-se também que o ensaio H30-ST2,0-T6 apresentou os valores mais baixos de pH e o H20-ST3,0-T6 apresentou os valores mais elevados para esse parâmetro. Os demais ensaios não apresentaram grandes variações entre si, observando-se os

valores mínimo e máximo de 6,70 e 7,16. Durante as análises para cada ensaio, observou-se pequenas variações dessa medida. Barroso (2007) observou uma tendência de elevação nos valores de pH. Nos ensaios desta pesquisa, a maior amplitude foi observada no ensaio H20-ST2,5-T5, sendo que este também apresentou as maiores amplitudes nas análises dos outros parâmetros de qualidade do drenado. No ensaio H30-ST2,0-T6, que apresentou os valores mais baixos de pH, também foi observado valores iniciais mais altos para os parâmetros de cor e turbidez.

Tabela 4 – Resumo quantitativo e qualitativo das porcentagem de líquido drenado.

Ensaio	%ST Inicial	Altura da camada de lodo bruto (cm)	TAS (kg.m ⁻²)	% do Drenado Final	% do drenado com Turbidez inferior a 100uT	% do drenado com cor aparente inferior a 75uH
Ensaios com altura de lodo inicial de 20cm e diferentes %ST:						
H20-ST0,5-T1	0,5	20	1	95,4	90,9	90,9
H20-ST1,0-T2	1	20	2	87,4	93	92,6
H20-ST1,5-T3	1,5	20	3	86,6	97	86

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Ensaio	%ST Inicial	Altura da camada de lodo bruto (cm)	TAS (kg.m ⁻²)	% do Drenado Final	% do drenado com Turbidez inferior a 100uT	% do drenado com cor aparente inferior a 75uH
Ensaio com altura de lodo inicial de 20cm e diferentes %ST:						
H20-ST2,0-T4	2	20	4	83,1	95	80,8
H20-ST2,5-T5	2,5	20	5	78,6	96	82,3
H20-ST3,0-T6	3	20	6	74,9	97	90,4
Ensaio com TAS de 2,0 kg.m⁻² e diferentes %ST:						
H40-ST0,5-T2	0,5	40	2	94,7	96	89
H20-ST1,0-T2	1	20	2	87,4	93	92,6
H10-ST2,0-T2	2	10	2	83,3	92	76,6
Ensaio com TAS de 6,0 kg.m⁻² e diferentes %ST:						
H40-ST1,5-T6	1,5	40	6	87,3	97	84,1
H30-ST2,0-T6	2	30	6	86,7	96	85,5
H20-ST3,0-T6	3	20	6	74,9	97	90,4

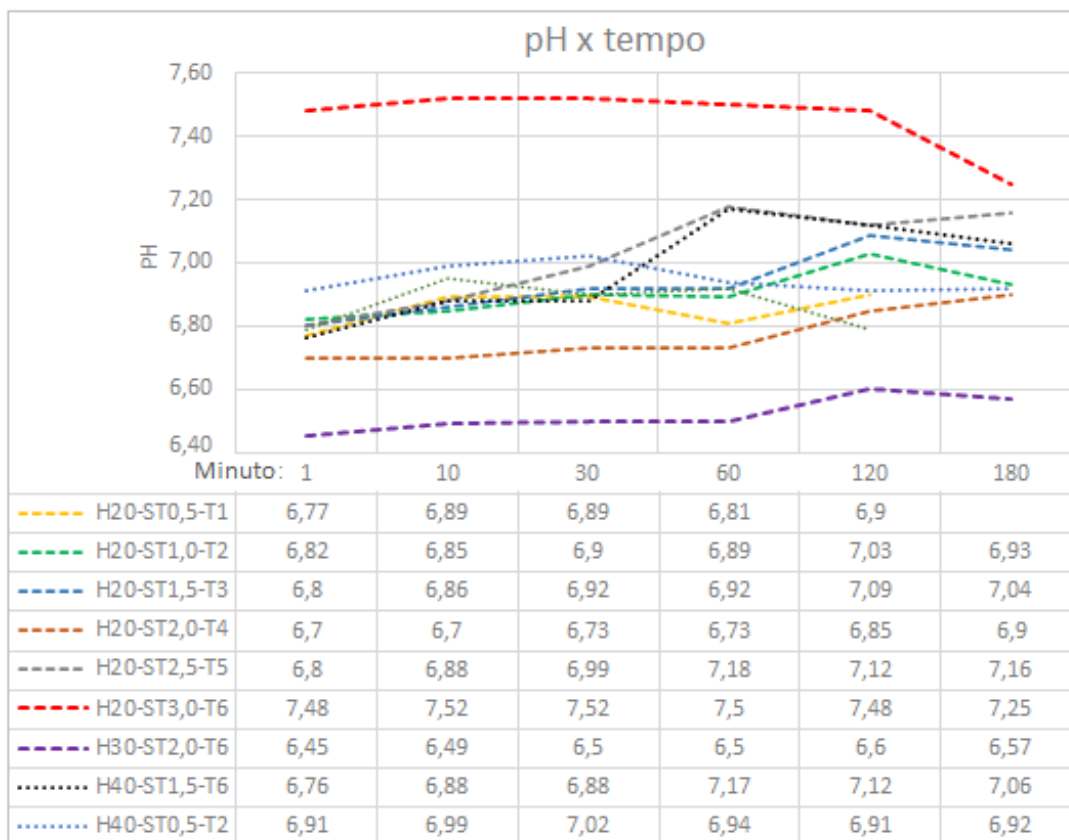


Figura 9 – Variação do pH para os ensaios.

4 CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos, conclui-se que leitos com maiores teor de sólidos (%ST) apresentaram menores vazões ao longo de toda a drenagem. Mesmo os leitos com maiores %ST apresentando menores vazões, terminaram as drenagens mais rápido quando comparados com ensaios submetidos a mesma TAS e, portanto, possibilitam desaguamentos com menor duração. Observando os ensaios com a mesma TAS de $2,0 \text{ kg.m}^{-2}$, o leito com %ST de 2,0 terminou a vazão cinco vezes mais rápido em relação ao leito com %ST de 0,5. Isso também permite inferir que há uma tendência de menor volume de água livre presente em lodo de ETA, com maior %ST quando comparado com lodo com menor %ST.

Foi possível observar que a porcentagem do drenado em relação ao volume de lodo aplicado é inversamente proporcional ao %ST, pois leitos com maiores %ST apresentaram menores porcentagens de drenado final. Isso era a hipótese inicial, visto que a retenção dos sólidos nos leitos é proporcional à concentração de sólidos do lodo.

Considerando os parâmetros de qualidade analisados, observou-se que os menores valores de cor aparente e turbidez foram observados nos ensaios com menores %ST. No entanto, os maiores valores foram observados em ensaios com %ST intermediários, evidenciando que não há uma relação direta entre a %ST e os valores de cor aparente e turbidez observados, o que indica que a qualidade do líquido drenado foi independente da %ST do lodo bruto.

Levando em conta a porcentagem dos drenados quanto ao parâmetro de turbidez, o fato deles já apresentarem valores baixos para esse parâmetro logo no primeiro minuto de ensaio fez com que as porcentagens de drenado com qualidade compatível ao enquadramento de corpos de água classe II fossem maiores para leitos com maiores %ST,

submetidos a mesma altura da camada de lodo inicial aplicada no leito.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro para realização desta pesquisa, Projeto Universal 01/2016 Faixa A, Processo Nº 424639/2016-5.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Minatel MM, Achon CL; **Introdução:** Minatel MM; **Materiais e Métodos:** Minatel MM; **Resultados:** Minatel MM, Achon CL; **Conclusões:** Minatel MM, Achon CL, Reis RF.

7 REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Leito de Drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 54-62, 2008.
- ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Gestão de resíduos dos serviços de saneamento (água e esgoto), a lei 12.305/2010 e os desafios no Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2016, Bogotá, DC. **Anais [...]**. AIDIS, cd, I-Achon-Brasil-1, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- BARROSO, M. M. **Influência das micro e macropropriedades dos lodos de estações de tratamento de águas no desaguamento por Leito de Drenagem**. 2007. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 3, 2010.
- CORDEIRO, J. S. Processamento de lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs). In: ANDREOLLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 215-245.
- CORDEIRO, J. S. ; BARROSO, M. M. ; ACHON, C. L. Resíduos de estações de tratamento de água e a saúde ambiental. In: JORNADAS TÉCNICAS INTERNACIONAIS DE RESÍDUOS, 7., 2011, Porto. **Anais [...]**. Porto: JTIR, 2011.

CORDEIRO, J. S. *et al.* Evolução dos Leitões de Drenagem (LD) no Brasil – uma década de avanços. *In*: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 34., Monterrey, 2014. **Anais [...]**. Monterrey: AIDIS, 2014. p. 1-8.

DI BERNARDO, L., DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005. v. 1-2.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A., CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2002.

EATON, A. D. *et al.* (Ed.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Associations (APHA), 2005.

FONTANA, A. O. **Sistema de leito de drenagem e sedimentador como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros** – estudo de caso – ETA Cardoso. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

LUSTOSA, J. B. *et al.* Tratamento e aproveitamento de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água. **Revista DAE**, São Paulo, n. 206, p. 44-61, 2017.

MORTARA, F. C. **Utilização de leitões de drenagem no desaguamento de lodos anaeróbios**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

REALI, M. A. P. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. *In*: REALI, M. A. P (Coord.). **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 21-39.

REIS, R. F. **Estudo de influência de cobertura plástica na remoção de água de lodos de estações de tratamento de água em leitões de drenagem**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Exatas da Terra) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SANTOS, B. **Avaliação da aplicação do sistema de leito de drenagem com tratamento de lodo de estação de tratamento de água Bom Jardim em Uberlândia-MG**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharias) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

SILVEIRA, C. **Desaguamento de lodo de estações de tratamento de águas por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

Ponderação de variáveis de índice trófico com aplicação em reservatórios no semiárido brasileiro




Weighting of variables of a trophic index with application in reservoirs in the Brazilian semi-arid

• **Data de entrada:**
07/05/2022
• **Data de aprovação:**
12/06/2023

Carlos Hugo Campos Camacho¹ | Luciane Mara Cardoso Freitas¹ | Gustavo Ross Ribeiro Lima^{1*} | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.036>
Andrea Limaverde de Araújo² | Fernando José Araújo da Silva¹

ORCID ID

Camacho CHC  <https://orcid.org/0000-0003-0222-5716>
Freitas LMC  <https://orcid.org/0000-0002-5486-6198>

Lima GRR  <https://orcid.org/0000-0003-3720-6187>
Araújo AL  <https://orcid.org/0000-0001-9316-5362>
Silva FJA  <https://orcid.org/0000-0002-3260-8876>

Resumo

Neste estudo foram investigados 14 reservatórios no estado do Ceará, Nordeste do Brasil, utilizando dados anuais de monitoramento (2013 a 2020) sobre a qualidade da água. Os parâmetros considerados foram: nitrogênio total, fósforo total, clorofila *a*, profundidade de disco de Secchi, densidade de cianobactérias, fração da capacidade disponível nos reservatórios e precipitação. Abordou-se a ponderação dos parâmetros de qualidade através de dois métodos objetivos: entropia e coeficiente de variação. Discutiu-se o emprego da ponderação no cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) e propôs-se um Índice de Nível Trófico (INT) como alternativa e complemento. A redução de volume nos reservatórios favorece o processo de eutrofização. Acrescentar parâmetros e consequentes subíndices contribui com a informação, mas pouco altera a classe trófica obtida com abordagem tradicional. O INT pode ser empregado como recurso adicional. A ponderação mostrou que clorofila *a* e densidade de cianobactérias têm maior peso. Os métodos de ponderação foram equivalentes entre si e são relevantes na averiguação do domínio dos parâmetros de qualidade.

Palavras-chave: Trópico semiárido. Eutrofização. Monitoramento da água. Ponderação objetiva.

Abstract

*In this study, 14 reservoirs were investigated in the state of Ceará, Northeast Brazil, using annual monitoring data (2013 to 2020) on water quality. The variables of the study were: total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll *a*, Secchi disk depth, cyanobacteria density, fraction of reservoir capacity and rainfall. The weighting of quality parameters was addressed via two objective methods: entropy and coefficient of variation. The use of weighted variables in Trophic State Index (TSI) in different configurations was discussed and a Trophic Level Index (TLI) was proposed as an alternative and complement. The reduction in volume in the reservoirs favors the eutrophication process. Adding new parameters and consequent sub-indices supports the information, but changes little on trophic classification obtained by the traditional approach. The TLI can be used as an additional resource. The weighting showed that chlorophyll "a" and cyanobacteria density have greater values. The weighting methods were equivalent and are relevant in investigating the domain of quality parameters.*

Keywords: Semi-arid tropic. Eutrophication. Water monitoring. Objective weighting.

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

² Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autor correspondente:** gustavo_ks4@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

O incremento do processo de eutrofização resulta, destacadamente, de antropismo (*e.g.*, supressão de vegetação, salinização, aporte de efluentes, resíduos de atividades agrônômicas e fertilizantes). O fator clima e suas variações sazonais são mais pertinentes às características do processo de eutrofização. Entretanto, importa considerar que variações de armazenamentos e alterações sazonais do clima independem de uma variação climática tendenciosa.

Esse último fenômeno é caracterizado pela elevação da temperatura e tem potencial de afetar intensamente as regiões semiráridas e áridas (Raulino; Silveira; Lima Neto, 2021; Wiegand *et al.*, 2021). Lopes *et al.* (2022) destacam a necessidade de avaliação dos impactos dos fenômenos climáticos como requisito para a mitigação de efeitos agravados.

A proliferação de algas é a consequência mais destacada da eutrofização e pode acarretar o surgimento de cianobactérias, revelando um aspecto de degradação hídrica muito importante (Barros *et al.*, 2019). Esses organismos são de grande capacidade adaptativa (Catherine *et al.*, 2013; Gaysina; Saraf; Singh, 2019) e apresentam maior relevância quanto ao potencial de impacto sobre a saúde humana e de animais. A lise celular é a principal via de liberação de metabólitos tóxicos, chamados cianotoxinas (Pearson *et al.*, 2016; Sepulveda-Jauregui *et al.*, 2018; Tanvir *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021).

O monitoramento do processo de eutrofização tem suporte em métrica com modelos agregados de avaliação do *status* trófico, que envolve concentrações de nutrientes, produtividade primária e indicadores bióticos, conforme destacam Neverova-Dziopak e Kowalewski (2018). Esses autores relatam designações e formulações como: Índice da Condição de Lago (ICL), Índice de Eutrofização (IE), Método do Índice de Nutrientes

(MIN), Índice Total de Nutrientes (ITN), Índice de Nível Trófico (INT) e Avaliação do Estado Trófico (AET). Entretanto, o Índice de Estado Trófico (IET), proposto por Carlson (1977), firmou-se como o mais usado.

No estudo original de Carlson, o IET aponta três classes de trofia (oligo, meso e eutrófico) com base na profundidade do disco de Secchi (ou transparência da água) e nas concentrações de fósforo total e de clorofila a. Posteriormente, adaptações do índice propuseram mais classes e intervalos, com valores e formulações próprias, além de redução do número de parâmetros empregados e/ou inclusão de outros (*e.g.*, Cunha; Calijuri; Lamparelli, 2013; Kratzer e Brezonik, 1981; Paulic; Hand; Lord, 1996; Rolim *et al.*, 2019; Toledo *et al.*, 1983).

Os parâmetros que integram os índices de estado trófico subsidiam os critérios de classificação. Os pesos de critérios em problemas de classificação são essenciais e podem afetar os resultados e a interpretação deles. A abordagem mais simples é atribuir pesos iguais aos critérios (Keshavarz-Ghorabae *et al.*, 2021). No entanto, os resultados após agregação são influenciados pelos pesos dos critérios, de forma que pesos iguais podem ser imprecisos na representação da realidade. Quanto a isso, cabe lembrar que a média aritmética (*i.e.*, em que os pesos de todas as observações são iguais) é um caso particular da média ponderada.

Há distintos procedimentos para a obtenção de pesos de critérios, enquadrados em três categorias: métodos de ponderação subjetiva, métodos de ponderação objetiva e métodos híbridos. A ponderação objetiva trata as informações quantitativas como variáveis contínuas, proporcionando uma melhor compreensão do fenômeno sob estudo. A ponderação *per se* destaca o peso da variação de descritores, as escalas de grandeza numérica e a associação entre eles (Wang e Zhan, 2012). Os métodos objetivos geram pesos com base em dados medidos e quantificados. Dois deles bas-

tante empregados são: método de entropia e do desvio padrão (Zardari *et al.*, 2015).

2 OBJETIVOS

A investigação aqui empreendida se justifica a partir da necessidade de uma ponderação que represente tais componentes. É relevante aprimorar a aplicação desse tipo de métrica de qualidade de água, oferecendo interpretações complementares. Importa, também, considerar a densidade de cianobactérias na verificação do grau de trofia.

Ante o exposto no parágrafo acima, este estudo tem como propósito aplicar duas técnicas objetivas de ponderação das variáveis componentes de um IET tipo Carlson (1977), bem como propor um INT em formato adaptado a reservatórios no trópico semiárido.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização dos reservatórios e dados utilizados

Para o estudo foram considerados 14 reservatórios localizados no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Figura 1). A região em que estão localizados os corpos lânticos do estudo é tropical semiárida e apresenta dois tipos climáticos: semiárido quente (BSh, 37,7% da área do estado) e tropical de savana (As, 62,3% da área do estado), segundo Alvares *et al.* (2013). As médias térmicas são elevadas (25 a 29° C), com probabilidade de episódios de seca $\geq 60\%$, taxas de evaporação de até 2000 mm/ano e precipitações de 600 a 800 mm/ano (Brasil, 2005a; 2006; Cavalcante *et al.*, 2020; Rodrigues *et al.*, 2021). Todos os reservatórios do estudo são destinados a usos múltiplos, com sumário de informações na Tabela 1.

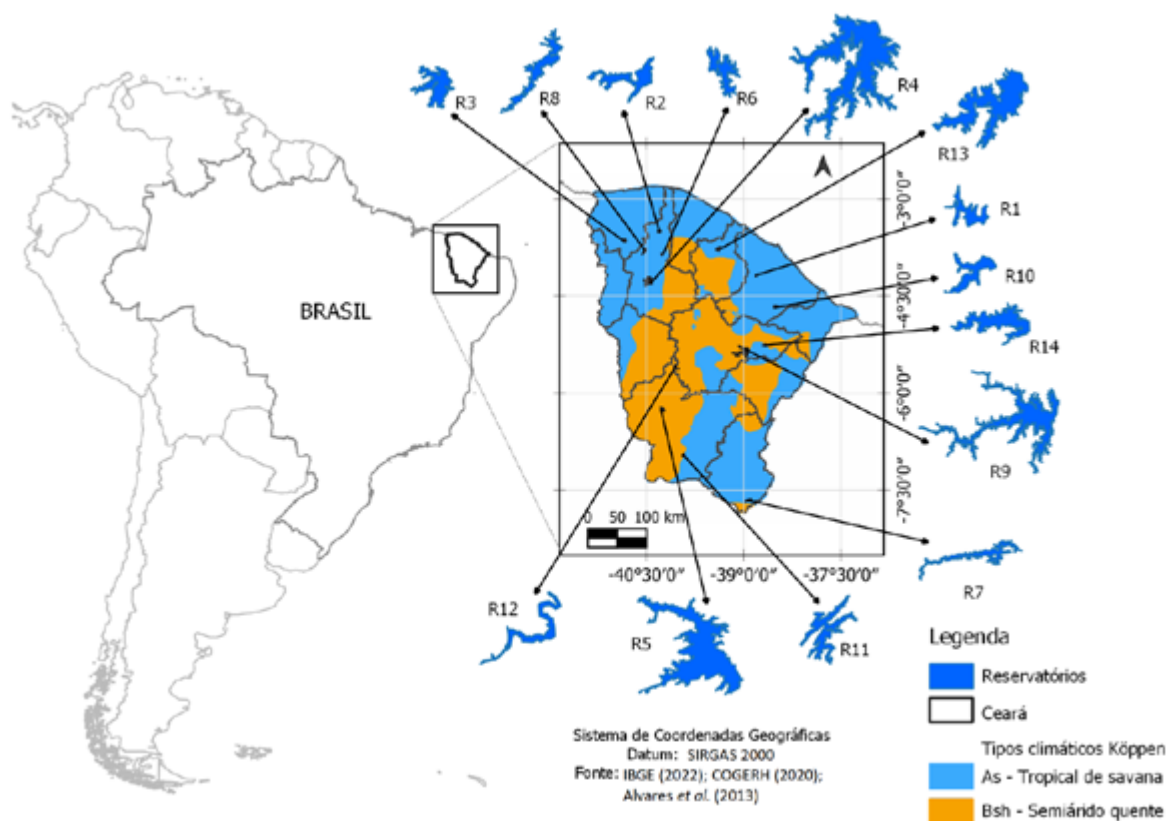


Figura 1 – Mapa de localização dos reservatórios do estudo.

Fonte: Ferreira *et al.* (2023).

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) disponibilizou os dados do estudo referentes ao monitoramento dos reservatórios no período de 2013 a 2020. As amostras foram coletadas em ponto próximo ao barramento de cada reservatório, à profundidade de cerca de 30 cm abaixo da superfície da coluna líquida. As coletas ocorreram no período da manhã, entre nove e dez horas da manhã.

Com frequência trimestral foram determinados os parâmetros de condutividade elétrica (CE), de

transparência do disco de Secchi (Z), de fósforo total (P), de nitrogênio total (N), de clorofila *a* (Cl_a) e de contagem total de cianobactérias (CB). Os procedimentos analíticos e de coleta de amostras seguiram as técnicas descritas em American Public Health Association (2005). A investigação foi complementada com dados da fração de volume disponível nos reservatórios no momento da coleta (VD) e de precipitação (Pp) obtidos na Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará (SRH) (2022).

Tabela 1 – Sumário descritivo dos reservatórios do estudo.

Reservatório	Bacia	VT (Hm ³)	H (m)	Porte	Classe (Hm ³)	E – N
Acarape do Meio – R ₁	Metropolitana	29,60	27,1	M	7,5 a 75,0	522.254 – 9.536.421
Acaraú Mirim – R ₂	Acaraú	36,71	13,0	M	7,5 a 75,0	357.908 – 9.612.424
Angicos – R ₃	Coreaú	56,05	14,0	M	7,5 a 75,0	297.763 – 9.597.943
Araras – R ₄	Acaraú	859,53	30,5	MC	> 750,0	339.149 – 9.534.550
Arneiroz II – R ₅	Alto Jaguaribe	187,70	25,0	G	75,0 a 750,0	365.223 – 9.307.088
Arrebita – R ₆	Acaraú	18,53	14,5	M	7,5 a 75,0	357.889 – 9.576.971
Atalho – R ₇	Salgado	72,55	35,0	M	7,5 a 75,0	511.655 – 9.155.375
Ayres de Sousa – R ₈	Acaraú	96,80	24,5	G	75,0 a 750,0	333.157 – 9.580.522
Banabuiú – R ₉	Banabuiú	1601,00	54,0	MC	> 750,0	508.724 – 9.411.109
Batente – R ₁₀	Metropolitana	37,00	11,6	M	7,5 a 75,0	556.704 – 9.485.892
Canoas – R ₁₁	Alto Jaguaribe	69,25	42,0	M	7,5 a 75,0	396.126 – 9.232.100
Capitão Mor – R ₁₂	Banabuiú	6,00	18,8	P	< 7,5	389.385 – 3.978.077
Caxitoré – R ₁₃	Curu	202,00	30,0	G	75,0 a 750,0	460.586 – 9.586.484
Cipoada – R ₁₄	Banabuiú	86,09	15,0	G	75,0 a 750,0	539.615 – 9.418.100

V_T = volume total; H = profundidade máxima junto à soleira do vertedouro; P, M, G e MC = pequeno, médio, grande e macro, respectivamente.

Fonte: SRH (2022).

3.2 Abordagem do estudo

Propõe-se um índice de nível trófico, com intervalos de classificação para cada parâmetro. Para todo intervalo foi definido um nível trófico e respectivo escore. Essa abordagem é encontrada em estudos como os de Yu; Fang; Ru (2010), Markad *et al.* (2019), Nojavan *et al.* (2019) e Lima *et al.* (2020). A densidade de cianobactérias foi adicionada

como variável do índice, com intervalos de classe representados por valores transformados (Log₁₀). A Tabela 2 mostra os intervalos e as classes definidores dos subíndices empregados tanto para o IET quanto para o INT.

O cômputo do índice de estado trófico seguiu as formulações de Carlson (1977), por meio das Equações de 1 a 4. Foi incluído o subíndice para

nitrogênio proposto por Kratzer e Brezonik (1981). Os valores e intervalos foram adaptados com base nos estudos anteriormente citados e nos seguintes: Brasil (2005b) e Cunha; Calijuri; Lamparelli (2013). Para o IET também foi incorporada a densidade de cianobactérias. Neste caso, empregou-se a Equação 5, construída com função que passa pelos valores e intervalos correspondentes às concentrações dos limites de cada classe. Para a função foram impostas as seguintes restrições: contagem total de cianobactéria ≤ 15000 células/mL e ≥ 250000 células/mL devem ter escores de 25 e 85, respectivamente.

$$IET_P = 14,42 \cdot \ln(P) + 4,15 \quad (1)$$

$$IET_{Cla} = 9,81 \cdot \ln(Cla) + 30,60 \quad (2)$$

$$IET_Z = 60,0 - 14,41 \cdot \ln(Z) \quad (3)$$

$$IET_N = 14,43 \cdot \ln(N) + 54,45 \quad (4)$$

$$IET_{CB} = 48,9 \cdot \log_{10}(CB) - 179 \quad (5)$$

Z é dado em m; fósforo total (P) em $\mu\text{g/L}$ P, nitrogênio total (N) em mg/L N e clorofila a (Cla) em $\mu\text{g/L}$; densidade de cianobactérias (CB) é expressa como células/mL.

Tabela 2 – Parâmetros, classes e intervalos definidos para o INT e o IET do estudo.

Grau de trofia	INT	IET	Cla (mg/L)	P (mg/L)	N (mg/L)	Z (m)	CB (Log ₁₀ Cél/mL)
Ultraoligotrófico	1	< 35	< 1,6	< 8	< 0,26	> 5,6	< 4,38
Oligotrófico	2	35 - 45	1,6 - 4,4	8 - 17	0,26 - 0,52	2,7 - 5,6	4,38 - 4,59
Mesotrófico	3	46 - 60	4,5 - 20,0	18 - 48	0,53 - 1,47	1,0 - 2,6	4,60 - 4,88
Eutrófico	4	61 - 70	20,1 - 55,5	49 - 95	1,48 - 2,94	0,6 - 0,9	4,89 - 5,10
Supereutrófico	5	71 - 75	55,6 - 92,5	96 - 136	2,95 - 4,15	0,3 - 0,5	5,11 - 5,20
Hipereutrófico	6	> 75	> 92,5	> 136	> 4,15	< 0,3	> 5,20

Fonte: adaptado de Carlson (1977), Kratzer e Brezonik (1981), Brasil (2005), Cunha; Calijuri; Lamparelli (2013) e Markad *et al.* (2019).

O primeiro método de ponderação empregado no estudo foi o de entropia, que é fundamentado na Teoria de Informação de Shannon (1948). Este recurso tem aplicação em diferentes investigações na área ambiental e de qualidade da água, como visto em Delgado e Romero (2016), Singh *et al.* (2019), Bao *et al.* (2020) e Zhu; Tian; Yan (2020).

Para a matriz de normalização $X = (x_{i,j})_{m \times n}$ empregaram-se os valores médios de cada parâmetro ($x_{i,j}$) em cada reservatório, obtidos durante o intervalo considerado no estudo (2013 a 2020). A matriz admitiu o critério não benéfico (ou seja,

quanto menos melhor), computado a partir da Equação 6.

$$p_{i,j} = x_{i,j} / \sum_{i=1}^n x_{i,j} \quad (6)$$

O índice de entropia (E_j) foi computado conforme a Equação 7, em que $p_{i,j}$ é o valor da variável e n é o número de objetos do conjunto do estudo (14 reservatórios).

$$E_j = -\frac{1}{\ln(n)} \cdot \sum_{i=1}^n p_{i,j} \cdot \ln(p_{i,j}) \quad (7)$$

Na teoria da informação, o peso de entropia (w_j) representa a informação útil do índice de avaliação. Quanto maior o peso de entropia, mais útil é a informação, computado de acordo com a Equação 8.

$$w_j = \frac{1 - E_j}{\sum_{j=1}^n (1 - E_j)} \quad (8)$$

Em outra abordagem de ponderação, empregou-se o coeficiente de variação (CV), que depende do desvio padrão amostral. Os dados referentes a cada variável nos reservatórios foram agrupados para formar um único corte amostral. Dessa maneira, formou-se uma amostra mais representativa, com representação de estados dos distintos reservatórios para cada variável. Em seguida, sob a hipótese de distribuição lognormal foram calculados os intervalos de confiança (IC) para $\alpha = 0,01$. Os dados contidos nos ICs de cada variável foram submetidos ao teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (KS). O software utilizado foi o RStudio.

Uma vez confirmada a aderência à função lognormal, efetuou-se o cálculo do respectivo coeficiente de variação (CV_{Ln}), como demonstra a Equação 9, em que σ_{Ln}^2 é a variância dos dados transformados. O procedimento seguiu os fundamentos descritos em Koopmans, Owen e Rosenblatt (1964) e em Niwitpong (2013). A utilização da distribuição lognormal para dados ambientais tem respaldo em estudos diversos, como em Blackwood (1992), Van Buren; Watt; Marsalek (1997), Limpert; Stahel; Abbt (2001), Caviness; Fox; Deliman (2006) e Jung *et al.* (2020). A ponderação foi determinada conforme a Equação 10.

$$CV_{Ln} = \sqrt{\left[\exp(\sigma_{Ln}^2) \right] - 1} \quad (9)$$

$$w_i = \frac{CV_{Ln\ i}}{\sum_{i=1}^n CV_{Ln\ i}} \quad (10)$$

O valor agregado do INT foi computado pela Equação 11, que representa a média ponderada (somatório) dos subíndices componentes. Os resultados de ponderação também foram aplicados ao cômputo do IET.

$$INT_{i,j} = \sum_{i=1}^m (w_i \cdot INT_i) \quad (11)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação na parcela de volume disponível nos reservatórios (VD) é mostrada na Figura 2. A redução de VD resultou a elevação de CE, N, P e Cla, com coeficientes de correlação linear de $-0,434$; $-0,421$; $-0,411$ e $-0,318$, respectivamente (para $\alpha = 0,05$). Os valores dizem respeito ao conjunto de reservatórios, a partir das médias anuais. Particularmente, alguns reservatórios foram mais afetados que outros. As elevações de VD, naturalmente, correlacionaram positivamente ($r = 0,515$) com as precipitações anuais. É claro que, individualmente, alguns reservatórios foram mais impactados que outros. Fatores como topografia, vegetação, pedologia, uso do solo, características hidrológicas e morfológicas das bacias e outros constituintes da água dão caráter de unicidade a cada reservatório. Tal distinção tem suporte em Richardson *et al.* (2018), que investigaram um conjunto de 494 lagos. Destaca-se, ainda, que também há aspectos intrínsecos de cada reservatório, como sua morfologia, curva cota-área-volume, direções preferenciais e intensidades de vento que provocam turbulências e ondulações da massa d'água superficial, correntes no próprio corpo do reservatório, presença de intensa vegetação nas margens com contribuição de quedas sazonais de folhas (ácido húmico) etc.

Os resultados do monitoramento de qualidade da água nos reservatórios são apresentados na Tabela 3. Sob escopo geral, os reservatórios R_9 , R_{13} e R_{14} apresentaram maiores concentrações de nutrientes e clorofila a, enquanto R_1 , R_2 e R_8 apresentaram

menor nível de comprometimento. Cabe ressaltar que a qualidade da água pode ser afetada por antropismo, como aporte de efluentes urbanos ou fertilizantes. Não há, entretanto, estudos detalhados sobre tais tensores. Ao considerar a Conama

n. 357/2005 e os padrões para Águas Classe 2 e Classe 3, os resultados mostraram maior grau de não conformidade com P (limites de 30 e 50 mg P/L, respectivamente) e CB (limites de $5,0E + 4$ e $1,0E + 5$ células/mL, respectivamente).

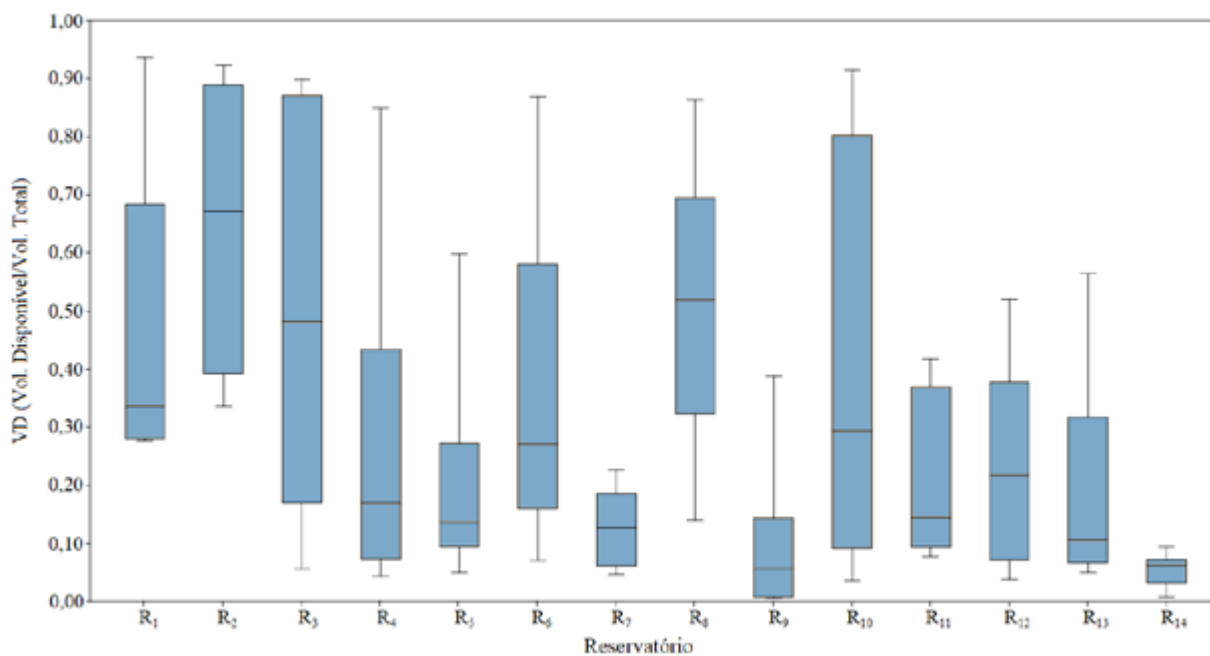


Figura 2 – Variação de VD nos reservatórios do estudo (2013 a 2020).

Tabela 3 – Resultados das variáveis de qualidade de água nos reservatórios do estudo.

Reservatório	CE (mS/cm)	N (mg/L)	P (mg/L)	Cl _a (mg/L)	CB (Cél/mL)	Z (m)
R ₁	334	0,83	0,058	11,2	3,81E + 04 (1,78E + 04) ^b	1,24
	(38)	(0,22)	(0,018)	(14,5)	(5,89E + 04)	(0,35)
R ₂	266	1,35	0,071	27,9	9,49E + 04 (5,21E + 04)	0,92
	(110)	(0,98)	(0,040)	(16,9)	(1,07E + 05)	(0,41)
R ₃	312	2,27	0,083	85,1	3,90E + 05 (2,13E + 05)	0,69
	(109)	(1,32)	(0,056)	(63,6)	(4,39E + 05)	(0,35)
R ₄	318	1,41	0,093	25,6	6,54E + 04 (4,56E + 04)	1,00
	(97)	(0,36)	(0,040)	(19,1)	(8,13E + 04)	(0,40)
R ₅	524	1,54	0,108	46,1	1,93E + 05 (7,62E + 04)	1,05
	(198)	(1,29)	(0,069)	(65,8)	(3,49E + 05)	(0,59)

continua...

Tabela 3 – Continuação...

Reservatório	CE (mS/cm)	N (mg/L)	P (mg/L)	Cla (mg/L)	CB (Cél/mL)	Z (m)
R ₅	461	1,39	0,072	29,6	1,63E + 05 (1,21E + 05)	0,89
	(193)	(0,36)	(0,022)	(13,0)	(1,64E + 05)	(0,30)
R ₇	379	1,97	0,086	80,7	1,85E + 05 (1,16E + 05)	0,74
	(77)	(1,28)	(0,057)	(86,9)	(1,72E + 05)	(0,32)
R ₈	225	1,52	0,048	23,3	1,12E + 05 (8,62E + 04)	1,18
	(72)	(0,86)	(0,024)	(23,9)	(7,69E + 04)	(0,33)
R ₉	679	2,59	0,167	48,0	1,89E + 05 (9,23 + 04)	0,83
	(278)	(1,61)	(0,095)	(38,1)	(2,26E + 05)	(0,57)
R ₁₀	1308	1,73	0,105	30,6	1,92E + 05 (9,80E + 04)	0,73
	(1262)	(0,95)	(0,060)	(23,8)	(2,42E + 05)	(0,29)
R ₁₁	555	1,88	0,095	37,1	1,84E + 05 (1,26E + 05)	0,65
	(131)	(0,51)	(0,035)	(24,6)	(1,67E + 05)	(0,20)
R ₁₂	1348	1,99	0,139	42,5	1,03E + 05 (4,53E + 04)	0,98
	(909)	(2,28)	(0,142)	(66,6)	(1,27E + 05)	(0,51)
R ₁₃	926	2,08	0,113	83,1	3,87E + 05 (2,21E + 05)	0,81
	(340)	(1,16)	(0,069)	(68,9)	(5,01E + 05)	(0,48)
R ₁₄	1151	3,66	0,141	127,8	3,52E + 05 (2,03E + 05)	0,51
	(1257)	(2,36)	(0,122)	(132,4)	(3,83E + 05)	(0,26)

b Média geométrica.

Apesar de distinções entre reservatórios, a CE correlacionou positivamente com as concentrações de nutrientes e clorofila *a*. A despeito disso, as correlações mais destacadas ocorreram entre N e as variáveis P e Cla. A densidade de cianobactérias apresentou menor grau de correlação, sem associação direta com as concentrações de fósforo ou com a condutividade elétrica. A Figura 3 contém a matriz de correlação e os respectivos coeficientes ($\alpha = 0,05$).

Após o cômputo individual dos valores de IET, efetuou-se uma análise gráfica baseada em Carlson e Havens (2005), que trata do desvio dos valores de IETZ e de IETP em relação ao valor do IET_{Cla} (Figura 4).

No quadrante Q1 ocorreram 27,7% das observações, com indicativo de domínio de grandes partículas contendo P. Nesse domínio também podem ocorrer grandes partículas contendo Cla associadas à formação de grupos filamentosos ou colônias, característicos de florações de cianobactérias.

O quadrante Q2 contou com somente 5,4% das observações. Entretanto, os valores foram mais próximos de zero, com indicação de que a biomassa das algas domina a atenuação da luz. Concorre ainda o fato de que a cor dissolvida (*i.e.*, material coloidal) afeta a transparência, mas não as concentrações de Cla ou de P. Em tal situação, a transparência não é um indicador adequado em relação à biomassa de algas. Em paralelo, em

razão da limitação de P é possível que alterações nesse nutriente afetem diretamente a biomassa de algas.

Dois terços dos resultados ficaram com valores negativos para $IET_{Cla} - IET_P$ (35,7% no quadrante Q3 e 31,2% no Q4). Os autores apontam que no quadrante Q3 o material particulado não-algal domina a atenuação da luz, além de pontuarem que as partículas contêm P, mas não Cla, apesar

de haver associação entre o nutriente e a transparência. Destacam ainda que a transparência (Z) não deve ser um indicador adequado em relação à biomassa de algas. A limitação de luz pode estar impedindo a proliferação de algas. No caso do quadrante Q4 o consumo por zooplâncton pode reduzir a quantidade de partículas menores, deixando partículas maiores. Além disso, a biomassa pode ter sido reduzida abaixo dos níveis de demanda por P.

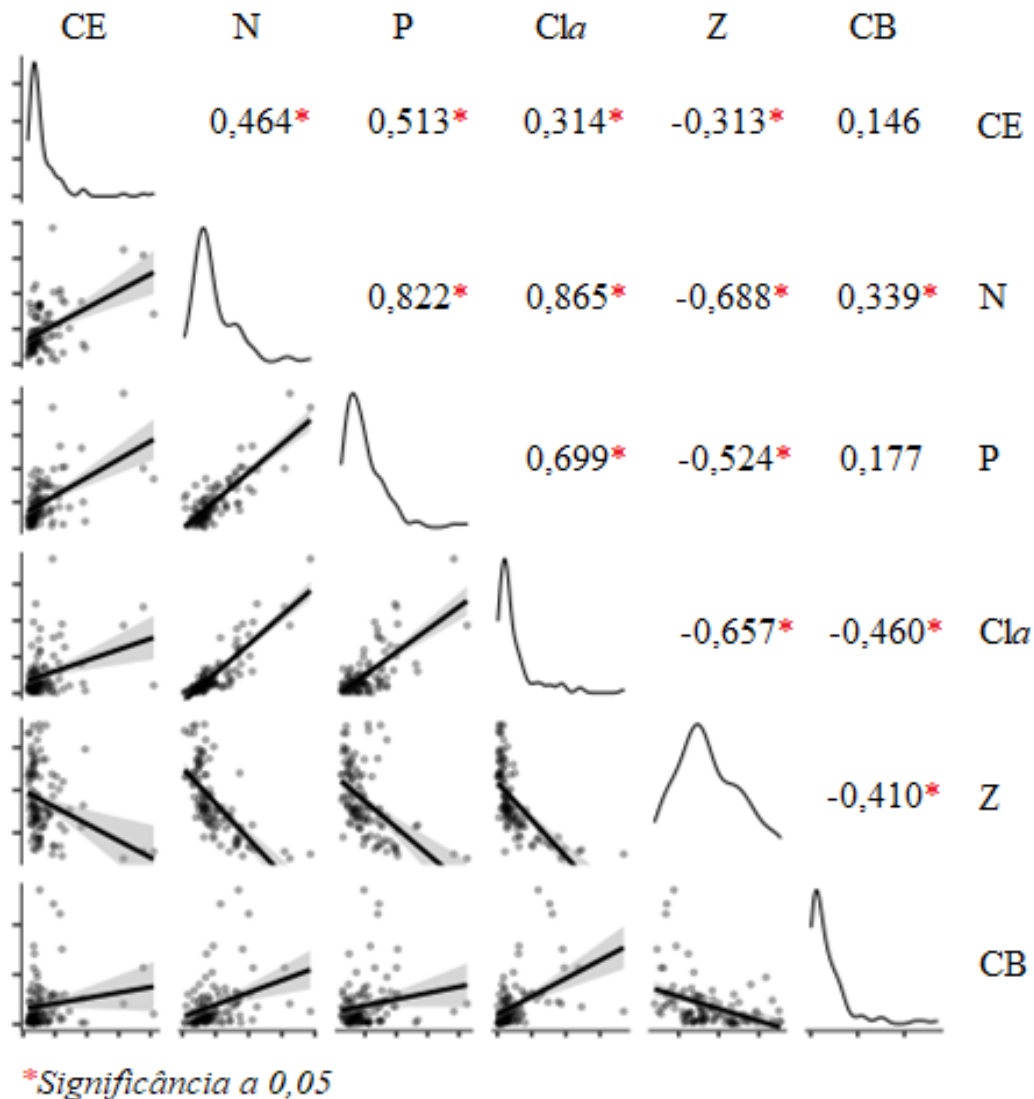


Figura 3 – Matriz de correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade de água dos reservatórios do estudo (2013 a 2020).

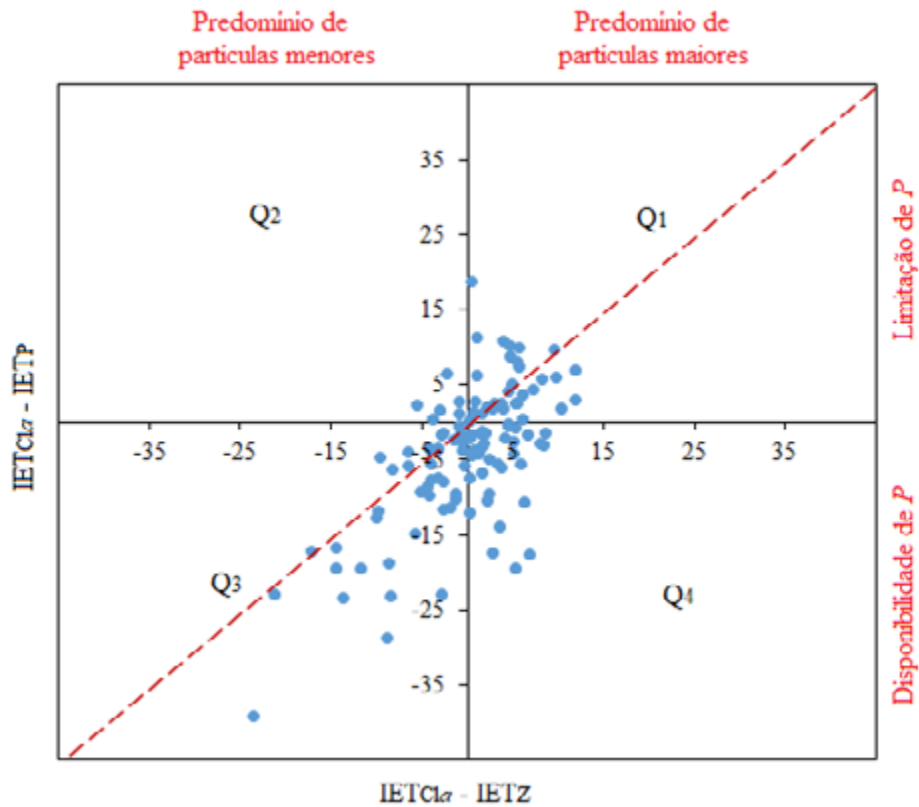


Figura 4 – Desvio do IET nos reservatórios do estudo (2013-2020).

Fonte: Adaptado de Carlson e Havens (2005).

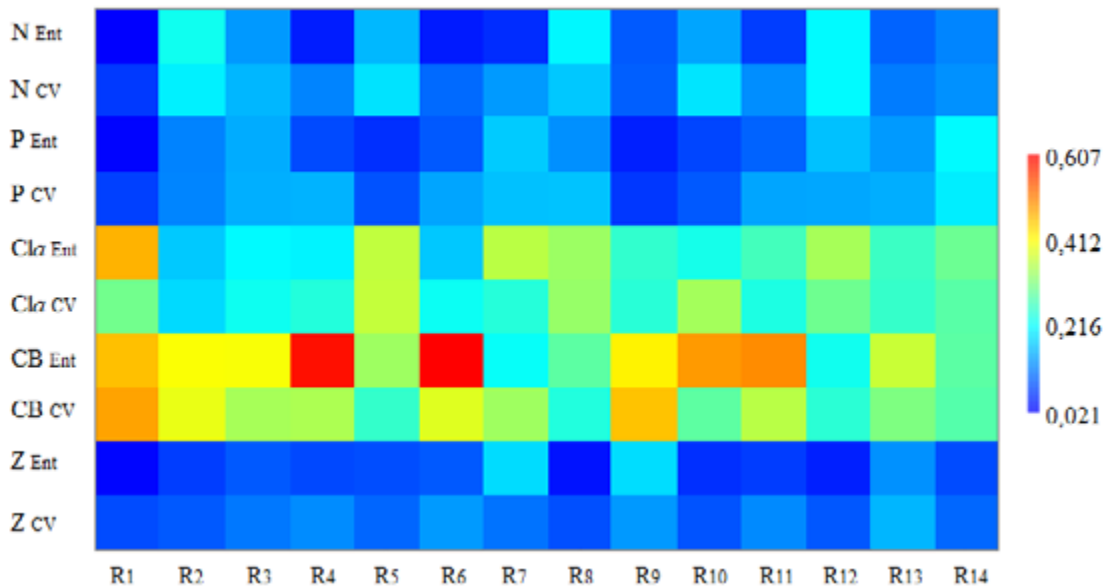


Figura 5 – Matriz de ponderação das variáveis associadas ao estado/nível trófico nos reservatórios sob estudo no trópico semiárido (2013-2020).

Os resultados de ponderação seguiram a seguinte ordem geral: $w_{CB} > w_{Cla} > w_N \cong w_P > w_Z$. Os valores em si variaram entre reservatórios, mas a ponderação evidenciou a limitação do uso da transparência no caso dos reservatórios do estudo, em razão de menor sensibilidade, que se somaram aos argumentos da análise gráfica conforme Carlson e Havens (2005). Na Figura 5 é mostrada a variação da ponderação nos reservatórios, com os dois métodos objetivos.

A Tabela 4 contém os valores de ponderação para os dados agrupados dos reservatórios. Na tabela são apresentados oito esquemas de ponderação, iniciando com N, P, Cla, Z e CB. A partir do conjunto inicial são mostradas distintas agregações com retirada de uma ou mais variáveis, de forma a redistribuir os pesos conforme os métodos. Com base no grupo dos arranjos propostos, a razão

média entre os resultados de ponderação (w_{Ent}/w_{CV}) foi de 0,915 ($\pm 0,362$), e o coeficiente de correlação de Pearson entre os oito arranjos foi de 0,894 ($\alpha = 0,05$).

Para o período de estudo, o IET médio nos reservatórios apresentou a seguinte ordem: $R_1 < R_8 < R_{12} < R_5 < R_2 < R_6 < R_4 < R_{10} < R_7 < R_{11} < R_3 < R_9 < R_{13} < R_{14}$. Os dois primeiros ficaram na classe mesotrófico (IET de 57 e 59, respectivamente) e o último na classe supereutrófico (IET de 74). Os demais ficaram na classe eutrófico, com IET variando de 63 a 70. Esses resultados são referentes ao cálculo com base nas formulações de Carlson (1977) e na média aritmética dos subíndices de Cla, P e Z. Os valores do índice para o conjunto de reservatórios corresponderam a 4, 31, 39, 11 e 15% para os estados de oligotrofia, mesotrofia, eutrofia, supereutrofia e hipertrofia, respectivamente.

Tabela 4 – Peso das variáveis associadas ao estado/nível trófico com base nos dados agrupados dos reservatórios do estudo e com diferentes arranjos.

N		P		Cla		Z		CB	
Entropia	CV	Entropia	CV	Entropia	CV	Entropia	CV	Entropia	CV
0,119	0,185	0,111	0,143	0,374	0,249	0,055	0,122	0,341	0,301
0,181	0,265	0,168	0,204	0,567	0,356	0,084	0,175	-	-
0,198	0,321	0,183	0,248	0,619	0,431	-	-	-	-
-	-	0,126	0,175	0,424	0,305	0,063	0,149	0,387	0,371
-	-	0,205	0,278	0,693	0,485	0,102	0,237	-	-
-	-	0,134	0,206	0,453	0,359	-	-	0,413	0,435
-	-	0,228	0,365	0,772	0,635	-	-	-	-
-	-	-	-	0,523	0,452	-	-	0,477	0,548

A adição ou a retirada de parâmetros da formulação do conjunto original afetou muito pouco a redistribuição de valores e classes associadas à variação dos resultados. Isso pode ser verificado pelo coeficiente de variação. A provocação em análise é decidir se um conjunto mais sensível (*i.e.*, com CV maior) oferece melhor interpretação

do que um mais robusto. É claro, porém, que a adição de variáveis e os respectivos cálculos individuais dos subíndices oferece um espectro mais rico sobre o estado trófico do corpo aquático.

Uma análise semelhante pode ser dada à ponderação de variáveis aplicada ao cálculo dos índices

tróficos. A ponderação é importante para verificar o domínio de atributo de cada variável em um reservatório ou um conjunto destes. Porém, os valores médios dos índices são pouco afetados, de maneira que no teste Anova tem-se $F_{\text{Teste}} > F_{\text{Crítico}}$ ($p > 0,05$).

Uma discussão necessária é verificar a relevância de um índice equivalente, como o INT. Os resultados de valor agregado do INT mostraram para o conjunto de reservatórios níveis de oligotrofia, mesotrofia,

eutrofia, supereutrofia e hipertrofia correspondentes a 5, 23, 40, 18 e 14%, respectivamente. O cálculo desse índice é menos restrito se comparado ao IET, pois trata de um intervalo de concentração com uma categoria ou classe representada em valor único. Apesar de menor sensibilidade, é possível observar mudanças com mais clareza e consistência. Quanto a isso, a Figura 6 mostra, para o conjunto de médias dos índices observadas nos reservatórios, as representações dos subíndices do IET e INT, com base em Cla, P e Z.

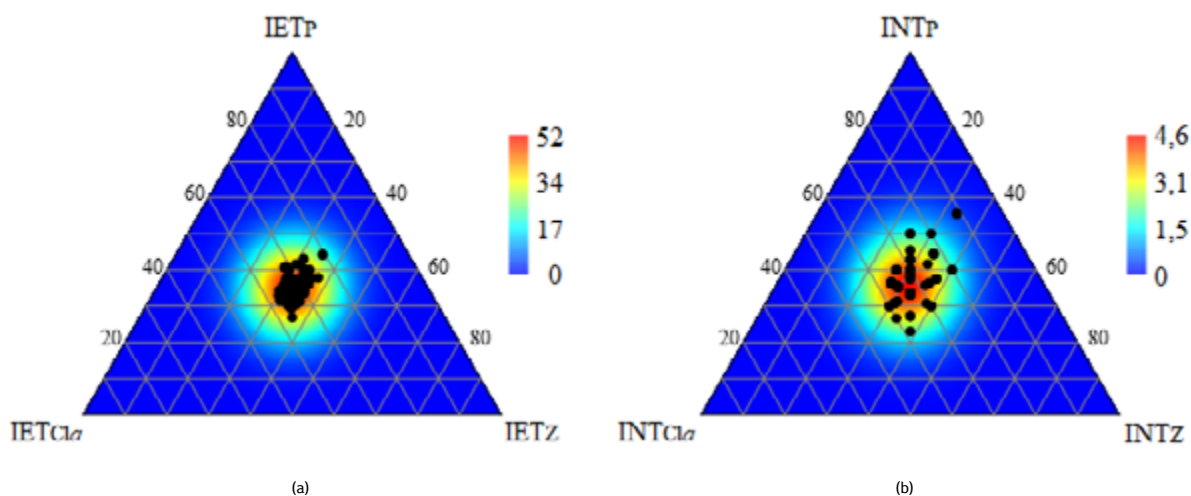


Figura 6 – Diagrama triangular com subíndices de Cla, P e Z para o IET (a) e INT (b).

5 CONCLUSÃO

O estudo mostrou que a redução de volume nos reservatórios beneficia o acúmulo de nutrientes e incrementa o processo de eutrofização. Graus mais elevados de não conformidade de qualidade foram observados para os parâmetros fósforo total e densidade de cianobactérias. A análise gráfica do desvio dos subíndices de IET mostrou a coocorrência de grandes partículas contendo P, de material particulado não-algal para atenuação da luz e que o consumo por zooplâncton pode reduzir a quantidade de partículas menores, deixando partículas maiores.

O IET agregado mostrou o domínio da classe eutrófica, seguida da mesotrófica e supereutrófica. O INT proposto no estudo pode ser empregado como recurso adicional e, mais simples, para a classificação do grau de trofia. O INT apontou achados bem próximos dos verificados com o IET. Em ambos os índices, acrescentar ou remover parâmetros alterou muito pouco a classificação, de maneira que o uso de Cla, P e Z permanece sendo o mais adequado. Entretanto, a adição de parâmetros como nitrogênio e densidade de cianobactérias oferece uma visão mais completa sobre o estado trófico.

Quanto à ponderação, as variáveis clorofila *a* e densidade de cianobactérias apresentaram maior peso, enquanto a transparência apresentou menor valor. Os métodos empregados podem ser considerados equivalentes entre si. A ponderação é importante para verificar o domínio de atributo de cada variável. Apesar disso, os valores médios dos índices (tanto o IET quanto o INT) variaram pouco e praticamente não impactaram as classificações tróficas. A ponderação pode ser aplicada a um conjunto de reservatórios ou individualmente. Ressalta-se, assim, que os achados aqui se restringem aos reservatórios do estudo. Porém, a metodologia utilizada pode ser aplicada em outras estruturas lênticas.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o incentivo e suporte das seguintes instituições: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) e Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Camacho CHC, Freitas LMC, Silva FJA; **Metodologia:** Camacho CHC, Freitas LMC, Lima GRR, Araújo AL; **Redação:** Camacho CHC, Freitas LMC, Lima GRR; **Revisão, Edição e Supervisão:** Lima GRR, Araújo AL, Silva FJA.

8 REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA-AWWA-WEEF, 2005.

BAO, Q. et al. Can entropy weight method correctly reflect the distinction of water quality indices? *Water Resources Management*, Berlim, v. 34, n. 11, p. 3667-3674, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02641-1>

BARROS, M. U. et al. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, Amsterdã, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>

BLACKWOOD, L. G. The lognormal distribution, environmental data, and radiological monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, v. 21, p. 193-210, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF00399687>

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Relatório final do grupo de trabalho interministerial para redelimitação do semiárido nordestino e do polígono das secas**. Brasília, DF: Governo Federal, 2005a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2005b**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília, DF: Governo Federal, 2006.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Washington, DC, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

CARLSON, R. E.; HAVENS, K. E. Simple graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. *Lake and Reservoir Management*, Abingdon, v. 21, n. 1, p. 107-118, 2005. <https://doi.org/10.1080/07438140509354418>

CATHERINE, Q. et al. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria – Ecology, toxin production and risk management. *Water Research*, Amsterdã, v. 47, n. 15, p. 5464-5479, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.042>

CAVALCANTE, R. F. et al. Razão N/P, cianobactérias e índice de estado trófico em três reservatórios sob estiagem prolongada no Nordeste. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 334-349, 2020. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67205>

CAVINESS, K. S.; FOX, G. A.; DELIMAN, P. N. Modeling the Big Black River: a comparison of water quality models. *Journal of the American Water Resources Association*, Herdon, v. 42, n. 3, p. 617-627, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb04480.x>

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr).

- Ecological Engineering**, Amsterdã, v. 60, n. 1, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- DELGADO, A.; ROMERO, I. Environmental conflict analysis using an integrated grey clustering and entropy-weight method: a case study of a mining project in Peru. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdã, v. 77, p. 108-121, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.12.011>
- FERREIRA, L. K. R. et al. Uma análise quantitativa sobre o estado trófico em reservatórios no Ceará, semiárido brasileiro. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 971-986, 2023. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.16.3.83606>
- GAYSINA, L. A.; SARAF, A.; SINGH, P. Cyanobacteria in diverse habitats. In: MISHRA, A. K.; TIWARI, D. N.; RAI, A. N. (ed.). **Cyanobacteria**. Cambridge: Academic Press, 2019.
- JUNG, H. et al. Benchmarking inference methods for water quality monitoring and status classification. **Environmental Monitoring Assessment**, Berlim, v. 192, n. 4, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8223-4>
- KESHAVARZ-GHORABAE, M. et al. Determination of objective weights using a new Method Based on the Removal Effects of Criteria (MERIC). **Symmetry**, Basileia, v. 13, n. 4, p. 1-20, 2021. <https://doi.org/10.3390/sym13040525>
- KOOPMANS, L. H.; OWEN, D. B.; ROSENBLATT, J. I. Confidence intervals for the coefficient of variation for the normal and lognormal distributions. **Biometrika**, Oxford, v. 51, n. 1-2, p. 25-32, 1964. <https://doi.org/10.2307/2334192>
- KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, Bethesda, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>
- LIMA, G. R. R. et al. O que comunicam os índices de qualidade de água e de estado trófico em um reservatório do semiárido brasileiro? **Geociências, São Paulo**, v. 39, n. 1, p. 181-190, 2020. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v39i1.14206>
- LIMPERT, E.; STAHEL, W. A.; ABBT, M. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. **BioScience**, Oxford, v. 51, n. 5, p. 341-352, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0341:LNDATS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0341:LNDATS]2.0.CO;2)
- LOPES, T. M. X. M. et al. Identificação de impactos e respostas às secas para mitigação da vulnerabilidade hídrica: o caso de Fortaleza. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 236, p. 195-207, 2022. <https://doi.org/10.36659/dae.2022.045>
- MARKAD; A. T. et al. Trophic state modeling for shallow fresh-water reservoir: a new approach. **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v. 191, p. 586, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7740-5>
- NEVEROVA-DZIOPAK, E.; KOWALEWSKI, Z. Foundation and application of new method of trophic state assessment. **Geomatics and Environmental Engineering**, Cracóvia, v. 12, n. 2, p. 63-79, 2018. <http://dx.doi.org/10.7494/geom.2018.12.2.63>
- NIWITPONG, S. Confidence intervals for coefficient of variation of lognormal distribution with restricted parameter space. **Applied Mathematical Sciences**, Ruse, v. 7, n. 77, p. 3805-3810, 2013. <http://dx.doi.org/10.12988/ams.2013.35251>
- NOJAVAN, A. F. et al. Rethinking the lake trophic state index. **PeerJ Life & Environment**, Corte Madera, 2019. <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>
- PAULIC, M.; HAND, J.; LORD, L. **Water-quality Assessment for the State of Florida**. Section 305(b) Main Report. Tallahassee: Florida Department of Environmental Protection, 1996.
- PEARSON, L. A. et al. The genetics, biosynthesis and regulation of toxic specialized metabolites of cyanobacteria. **Harmful Algae**, Amsterdã, v. 54, p. 98-111, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.002>
- RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; LIMA NETO, I. E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, Abingdon, v. 66, n. 8, p. 1321-1336, 2021. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1933491>
- RICHARDSON, J. et al. Effects of multiple stressors on cyanobacteria abundance vary with lake type. **Global Change Biology**, Oxford, v. 24, n. 11, p. 5044-5055, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14396>
- RODRIGUES, I. S. et al. Evaporation in Brazilian dryland reservoirs: spatial variability and impact of riparian vegetation. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v. 797, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149059>
- ROLIM, H. O. et al. Proposal of a trophic state index in semi-arid reservoirs using data of the Banabuiú Basin, state of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 31, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X12517>
- SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME)**. Portal Hidrológico. Disponível em: <http://www.funceme.br/>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- SEPULVEDA-JAUREGUI, A. et al. Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission. **The Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 636, p. 411-419, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.283>
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communications. **The Bell System Technical Journal**, Piscataway, v. 27, n. 3 p. 379-423, 1948. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

- SINGH, K. R. et al. Information entropy as a tool in surface water quality assessment. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 78, p. 15, 2019. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7998-x>
- TANVIR, R. U. et al. Cyanobacterial community succession and associated cyanotoxin production in hypereutrophic and eutrophic freshwaters. **Environmental Pollution**, Barking, v. 290, p. 1-12, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118056>
- TOLEDO, A. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú. **Anais [...]**. Camboriú: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1983. p. 1-34.
- VAN BUREN, M. A.; WATT, W. E.; MARSALEK, J. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. **Water Research**, Amsterdã, v. 31, n. 1, p. 95-104, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00246-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00246-1)
- WANG, H. et al. From unusual suspect to serial killer: cyanotoxins boosted by climate change may jeopardize megafauna. **The Innovation**, Cambridge, v. 2, n. 2, p. 1-3, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2021.100092>
- WANG, Z.; ZHAN, W. Dynamic engineering multi-criteria decision making model optimized by entropy weight for evaluating bid. **Systems Engineering Procedia**, Amsterdã, v. 5, p. 49-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.sepro.2012.04.008>
- WIEGAND, M. C. et al. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, Amsterdã, v. 184, p. 1-9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>
- YU, F. C.; FANG, G. H.; RU, X. W. Eutrophication, health risk assessment and spatial analysis of water quality in Gucheng Lake, China. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 59, p. 1741-1748, 2010. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0156-8>
- ZARDARI, N. H. et al. **Weighting Methods and their effects on multi-criteria decision making model out comes in water resources management**. London: Springer, 2015.
- ZHU, Y.; TIAN, D.; YAN, F. Effectiveness of entropy weight method in decision-making. **Mathematical Problems in Engineering**, Londres, v. 2020, p. 1-5, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/3564835>

Modelagem computacional da distribuição de vazões volumétricas nos decantadores primários de uma estação de tratamento de esgoto

• **Data de entrada:**
17/03/2023
• **Data de aprovação:**
03/07/2023


Computational modeling of the flow distribution in the primary settlers of a wastewater treatment plant

Amauri Oliveira de Almeida¹ | Jayme Pinto Ortiz^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.037>

ORCID ID

Almeida AO  <https://orcid.org/0009-0007-2779-4612>

Ortiz JP  <https://orcid.org/0000-0002-5021-3384>

Resumo

As estações de tratamento de esgoto (ETEs) são instalações centrais na estrutura do saneamento básico e apresentam diversos desafios tecnológicos para uma operação mais eficiente, não somente do tratamento, mas também da eficiência energética. Com foco nesses desafios, este trabalho utilizou uma abordagem de dinâmica dos fluidos computacional (CFD) para analisar as distribuições das vazões entre os decantadores primários (DPs) da ETE de Barueri, SP. Os modelos e as simulações foram desenvolvidos utilizando-se o Ansys Fluent, que utiliza o método dos volumes finitos para a condição de regime permanente. Foram utilizadas malhas do tipo híbrida, compostas por elementos prismáticos, poliédricos e hexaédricos. O modelo de turbulência *kappa-epsilon* padrão com funções de parede foi adotado. Com a determinação da distribuição das vazões entre os DPs, concluiu-se que os DPs mais próximos às entradas têm menor vazão por conta do campo de velocidades dessa região. As simulações mostraram que vazões iguais ou inferiores à vazão de pico prevista para 2040, 17,5 m³/s em cada módulo, não ultrapassam a capacidade da estrutura do canal dos DPs. Simulações com saídas assimétricas mostraram que a posição dos DPs em relação às entradas continua sendo o fator preponderante na distribuição das vazões. Por outro lado, as simulações com entradas assimétricas provaram que uma diferença acentuada entre as vazões das duas entradas do canal de alimentação dos DPs altera a distribuição das vazões entre eles.

Palavras chaves: Estação de tratamento de esgoto. Dinâmica dos fluidos computacional. Distribuição de vazões.

Abstract

Wastewater treatment plants (WWTP) are central facilities in the basic sanitation structure and face several technological challenges for a more efficient operations not only regarding treatment but also energy efficiency. Focusing on these challenges, this study used computational fluid dynamics (CFD) to analyze flow distributions at the entrance of the Primary Settlers (PS) in the Barueri WWTP. The models and simulations were developed using Ansys Fluent,

¹ Universidade de São Paulo – São Paulo – São Paulo – Brasil.

* **Autor correspondente:** jpportiz@usp.br

which employs the Finite Volume Method for steady flow condition. Hybrid meshes composed of prismatic, polyhedral, and hexahedral elements were used. The standard kappa-epsilon turbulence model with wall functions was adopted. This study determined the flow distribution between the PS and concluded that the PS closer to the entrances have lower flow due the velocity field in the region. Moreover, the simulations showed that flows equal to or less than the peak flow forecast for 2040, 17.5 m³/s in each module, remain within the capacity of the PS channel structure. Simulations with asymmetric outlets showed that the position of the PS in relation to the inlets continues to be the preponderant factor in flow distribution. The simulations with asymmetric inlets proved that large difference between the flows of the two inlets of the PS feed channel alters the distribution of flows between the PS.

Keywords: Wastewater treatment plants. Computational fluid dynamics. Flow distribution.

1 INTRODUÇÃO

O projeto de ampliação de estações de tratamento de esgoto (ETEs) existentes ou de criação de novas nos dias de hoje passa necessariamente pela análise de sustentabilidade da gestão financeira e ambiental dos processos de tratamento nessas estações, tirando o máximo proveito da infraestrutura existente e operacional das ETEs em operação. Além disso, a eficiência energética em ETEs tem sido tema de diversas publicações recentes. Panepinto *et al.* (2016) apresentam um trabalho de eficiência energética para a estação de tratamento de esgoto da região metropolitana de Torino, na Itália, com população de 2,2 milhões de habitantes, para uma planta com vazão de operação de 7,12 m³/s. Longo *et al.* (2016) desenvolveram um estudo de *benchmarking* entre diferentes ETEs, com foco na eficiência energética do tratamento, buscando apresentar um diagnóstico de consumo de energia a partir de um amplo levantamento de dados e focalizando a importância da aplicação de método estatístico e de desenvolvimento de modelagem. O novo marco regulatório do saneamento básico, introduzido pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico no Brasil em busca da universalização do tratamento de esgoto no país (Brasil, 2020), deve impulsionar o desempenho operacional das ETEs existentes com exigências no desenvolvimento de novos projetos que tenham metas de desempenho, à luz da liberação de recursos auditados atendendo

a essas exigências. Nesse sentido, a utilização de *computational fluid dynamics* (CFD) na determinação do comportamento e da distribuição hidráulica ao longo dos processos de tratamento, passa a ser uma ferramenta importante na otimização dos projetos hidráulicos de ETEs (Almeida; Ortiz, 2022).

O objetivo deste trabalho é determinar a distribuição de vazões volumétricas nos decantadores primários (DPs) da ETE Barueri da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a partir da utilização de CFD (Tu; Yeoh; Liu, 2018; Versteeg; Malalasekera, 2007), buscando subsidiar decisões, do ponto de vista de controle hidráulico, para o embasamento de alternativas operacionais e de novos projetos de expansão, dentro da visão de economia circular e de eficiência energética da ETE.

O esgoto sanitário chega à ETE por meio de um emissário, que está enterrado a 30 metros de profundidade, e é direcionado para o poço distribuidor, a partir do qual é bombeado para o canal de alimentação dos canais de grades pela atuação de até quatro bombas. As grades mecanizadas (GMs) retêm os detritos maiores, que são separados e enviados para um aterro sanitário. O tratamento preliminar dessa estação conta com quatro caixas de areia (CAs) seguidas de quatro tanques de pré-aeração (TPs) e dois vertedores que distribuem a vazão para dois módulos, cada um com oito DPs. Na Figura 1, pode ser visualizada

a estação como um todo, com a identificação dos dois módulos com vazão total de projeto de $16 \text{ m}^3/\text{s}$, que teoricamente podem operar cada um com uma vazão nominal de $8 \text{ m}^3/\text{s}$. Na Figura 2, é possível visualizar a disposição das entradas do canal de alimentação dos DPs para um dos módulos, seu canal de alimentação e a disposição dos próprios decantadores.



Figura 1 – Vista aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Barueri.

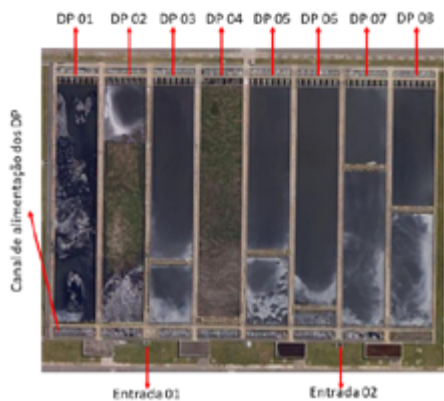


Figura 2 – Vista aérea da região dos decantadores primários.

2 METODOLOGIA

Este trabalho se desenvolveu nas seguintes etapas básicas: a construção das geometrias dos modelos baseados nas dimensões dos protótipos em escala real; a determinação dos modelos com a definição das condições de entrada e saída, com suas respectivas malhas, e das condições de contorno; a validação do modelo; e a simulação *CFD* dos escoamentos (Ansys, 2021a).

2.1 Geometrias dos modelos

Duas simplificações foram feitas em relação à geometria do protótipo para a construção da geometria do modelo computacional, com a finalidade de tornar a simulação do modelo compatível com os recursos computacionais disponíveis neste trabalho: a redução do comprimento dos DPs, de 98 para 5 metros na direção do escoamento e a exclusão do poço de lodo. Essas duas modificações não comprometem os resultados obtidos nas simulações, visto que elas não alteram as vazões nem os níveis d'água e permitem uma grande redução no número de elementos da malha computacional.

Nas figuras 3 e 4, podem ser visualizadas vistas isométricas de jusante da geometria da região dos DPs para um único módulo e de montante, com a omissão de duas superfícies para permitir a visualização da geometria interna, nessa ordem.

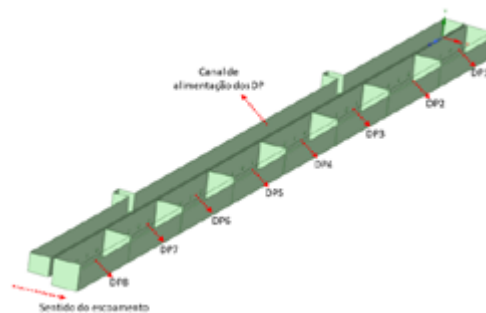


Figura 3 – Vista de jusante da geometria do modelo da região dos decantadores primários.



Figura 4 – Vista de montante da geometria do modelo da região dos decantadores primários com a omissão de algumas paredes.

Nas figuras 5 e 6, visualizam-se as regiões simuladas no modelo com as indicações de entrada e saída do escoamento. O modelo é composto basicamente por duas entradas, um canal de alimentação com 40 saídas, cinco para cada DP, e os oito DPs na versão simplificada. A geometria desse modelo foi construída no software SpaceClaim. Os dados de entrada desse modelo são as velocidades nas entradas e os dados de saída são a distribuição da vazão entre os decantadores e os níveis d'água (NAs) do canal de alimentação.

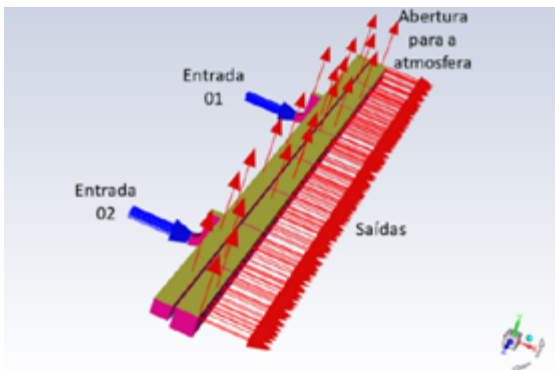


Figura 5 – Modelo para a região dos decantadores primários com as indicações de entradas e saídas.

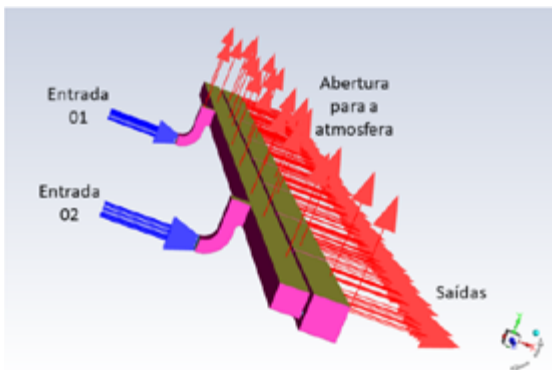


Figura 6 – Modelo para a região dos decantadores primários com as indicações de entradas e saídas - vista lateral.

2.2 Malhas

A malha para as simulações do modelo da região dos DPs é constituída por elementos prismáticos, poliédricos e hexaédricos, como pode ser observado

na Figura 7. O número de elementos é 2.009.460, seus tamanhos variam de 3 a 16 centímetros. Na Tabela 1, é possível verificar os principais parâmetros de qualidade da malha utilizada nas simulações do modelo dos DPs. Esses valores satisfazem as boas práticas de simulações *CFD* e as recomendações da Ansys. Na Figura 8, podem ser observados os elementos internos da malha utilizada na simulação da região de entrada dos DPs.

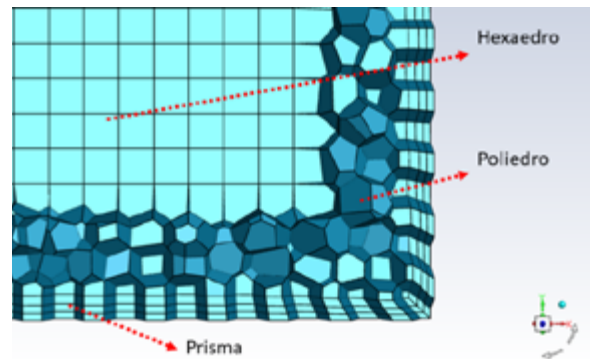


Figura 7 – Malha utilizada na simulação da entrada dos decantadores primários.

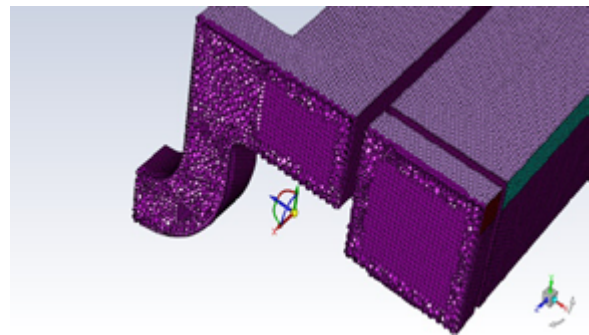


Figura 8 – Detalhe em corte da malha utilizada na simulação da entrada dos decantadores primários.

Tabela 1 – Principais parâmetros de qualidade da malha utilizada nas simulações do modelo da região dos decantadores primários.

Valor	Qualidade ortogonal [-]	Distorção [-]	Razão de aspecto [-]
Máximo	1	0,8	26
Mínimo	0,2	0	1
Médio	0,94	0,06	3,4
Recomendado	> 0,1	< 0,5	< 10

2.3 Fundamentação teórica

As equações que modelam o escoamento dos fluidos deste estudo são a equação da continuidade (Equação 1) e a Equação 2, conhecida

$$\frac{\partial \rho_m}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_m U_j)}{\partial x_j} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial(\rho_m U_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_m U_i U_j)}{\partial x_j} = -\frac{\partial(P)}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} (-\rho \overline{U'_i U'_j}) \quad (2)$$

Como se trata de um escoamento bifásico (água/ar), as massas específicas e viscosidades dinâmicas da água (ρ_a e μ_a) e do ar (ρ_{ar} e μ_{ar}) são calculadas considerando as respectivas frações volumétricas em cada célula, resultando nas células, ρ_m e μ_m , conforme representado na Equação 3 e na Equação 4 (Ansys, 2021b). Cada célula é representada, portanto, por um volume elementar de fluido, e o método é conhecido por *volume of fluid (VOF)*.

$$\rho_m = \alpha_a \rho_a + \alpha_{ar} \rho_{ar} \quad (3)$$

$$\mu_m = \alpha_a \mu_a + \alpha_{ar} \mu_{ar} \quad (4)$$

Para fechar o problema da turbulência, utiliza-se o modelo de duas equações (Versteeg; Malalasekera,

como *Reynolds-averaged Navier-Stokes (RANS)*, que apresenta os tensores de Reynolds, que necessitam ser modelados para tornar a solução do sistema possível.

2007; Wilcox, 1994; Pope, 2000). Adotando-se a hipótese de Boussinesq (Equação 5) para modelar as tensões de Reynolds, surge uma nova variável: a viscosidade turbulenta, μ_t (equação 6) que é uma propriedade do escoamento turbulento, definindo-se a expressão $2\mu_t E_{ij}$ em analogia com a Lei de Newton da Viscosidade. A viscosidade turbulenta μ_t é calculada a partir da energia cinética turbulenta (k) na Equação 7 e da taxa de dissipação turbulenta (ϵ) na Equação 8 (Wilcox, 1994).

$$-\rho U'_i U'_j = 2\mu_t E_{ij} - \frac{2}{3} \rho k \delta_{ij} \quad (5)$$

$$\mu_t = \rho C_\mu \frac{k^2}{\epsilon} \quad (6)$$

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \text{div}(\rho k \mathbf{U}) = \text{div} \left(\frac{\mu_t}{\sigma_k} \text{grad } k \right) + 2\mu_t E_{ij} \cdot E_{ij} - \rho \epsilon \quad (7)$$

$$\frac{\partial(\rho \epsilon)}{\partial t} + \text{div}(\rho \epsilon \mathbf{U}) = \text{div} \left(\frac{\mu_t}{\sigma_\epsilon} \text{grad } \epsilon \right) + C_{1\epsilon} \frac{\epsilon}{k} 2\mu_t E_{ij} \cdot E_{ij} - C_{2\epsilon} \rho \frac{\epsilon^2}{k} \quad (8)$$

Desde o trabalho de Rodi (1980), são inúmeros os trabalhos publicados de modelagem de turbulência com a aplicação em escoamentos hidráulicos com

superfície livre. Os modelos de fechamento de turbulência de duas equações tipo *kappa-epsilon* (κ - ϵ), resolvidos pelo método de volume de fluido

(VOF), em função de sua relação custo-benefício, tem destacada aplicação em escoamentos em canais, como mostra a literatura recente (Zeng *et al.*, 2017), justificando-se sua aplicação neste trabalho. Os coeficientes das equações 6, 7 e 8 (C_{μ} , C_{1e} , C_{2e} , σ_k , σ_ϵ) já estão inseridos no Ansys Fluent (Ansys, 2021a, 2021b) e correspondem a constantes ajustadas para a aplicação do modelo κ - ϵ padrão com função de parede (Pope, 2000).

As simulações dos escoamentos foram realizadas com a utilização da ferramenta Ansys Fluent, que usa o método dos volumes finitos para calcular o escoamento. As malhas utilizadas nas simulações foram híbridas, compostas por elementos prismáticos, tetraédricos e hexaédricos, e foram limitadas a cerca de 2 milhões de elementos. O modelo de turbulência utilizado foi o *kappa-epsilon* e o modelo multifásico adotado foi o VOF. As condições de contorno estabelecidas foram: velocidade uniforme nas entradas e saídas com pressão atmosférica.

2.4 Configurações do Ansys Fluent

As configurações gerais adotadas nas simulações seguiram o método *pressure based* em escoamento permanente, adotando-se pressão atmosférica de 101.325 Pa e massa específica do ar de 1,225 kg/m³. Na Tabela 2, podem ser visualizadas algumas características dos computadores dedicados ao estudo.

Tabela 2 – Processador e quantidade de memória RAM dos equipamentos utilizados nas simulações.

Equipamento	Processador	Memória RAM
Notebook	Intel i7-10750H CPU 2,6 GHz	16 GB
Desktop	Intel i7-3770K CPU 3,5 GHz	18GB

3 RESULTADOS

Almeida e Ortiz (2022) apresentaram um estudo de validação do modelo computacional de distribuição de vazões no vertedor labirinto, conhecido como bico de pato, de um módulo do tratamento

preliminar da ETE Barueri. Essa validação foi possível a partir de trabalho de medição de vazão em protótipo (FCTH, 1995). Neste trabalho, complementa-se a análise com informações de projeto da ETE Barueri e de novas medições de NA no protótipo do canal de entrada dos DPs.

O valor de projeto do NA do canal de alimentação dos DPs para uma vazão de 8 m³/s é de 2,25 m, e o valor obtido na simulação é de 2,28 m, o que implica um erro de 1,3%. Na Tabela 3, são apresentados os valores medidos de NA com medições no protótipo e seus respectivos valores de vazão. Comparando-se os valores obtidos para as simulações de vazões de 8 e 10,5 m³/s com os dados experimentais obtidos para vazões de 8,72 e 10,59 m³/s, obtêm-se erros de 0% e 1,7%, nessa ordem. Os resultados são concordantes, visto que os erros ficam abaixo de 2%, o que é um bom indicativo quanto à confiabilidade do modelo computacional.

O gráfico da Figura 9 permite visualizar as tendências concordantes entre os valores simulados e os valores experimentais.

Tabela 3 – Dados de vazão e nível d'água para o canal de alimentação dos decantadores primários obtidos experimentalmente e por meio de simulações.

Experimental		Simulado	
Vazão [m ³ /s]	NA [m]	Vazão [m ³ /s]	NA [m]
8,72	2,28	8,0	2,28
9,42	2,33	10,5	2,35
9,68	2,34	11,5	2,39
10,18	2,38	13,5	2,45
10,37	2,31	16,0	2,51
10,59	2,39	17,5	2,62

Para o levantamento da curva cota vazão no canal de alimentação dos decantadores primários, foram realizadas simulações com valores crescentes de vazão, de acordo com a seguinte sequência para um módulo: vazão atual nominal (8 m³/s); vazão de pico atual (13,5 m³/s); e vazões previstas para 2030 (média de 10,5 e pico de 16 m³/s) e 2040 (média de 11,5 e pico de 17,5 m³/s).

Na Tabela 4, estão dispostos os resultados para os níveis d'água (NA) do canal de alimentação dos DP para a vazão atual nominal, para a vazão atual de pico e para vazões previstas até 2030 e 2040.

Na Figura 10, pode ser visualizada a curva cota vazão para valores de vazão de 8 até 17,5 m³/s, que permite a determinação dos valores das vazões a partir do valor do NA no canal.

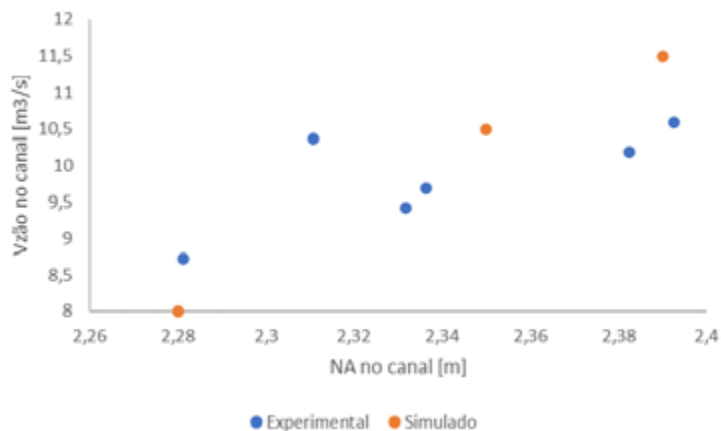


Figura 9 – Comparação entre os resultados obtidos com o modelo computacional e com os dados experimentais.

Tabela 4 – Nível da água no canal dos DP para diferentes valores de vazões.

Vazão (um módulo) [m ³ /s]	Vazão (dois módulos) [m ³ /s]	NA [m]
8,0	16	2,28
10,5	21	2,35
11,5	23	2,39
13,5	27	2,45
16,0	32	2,51
17,5	35	2,62

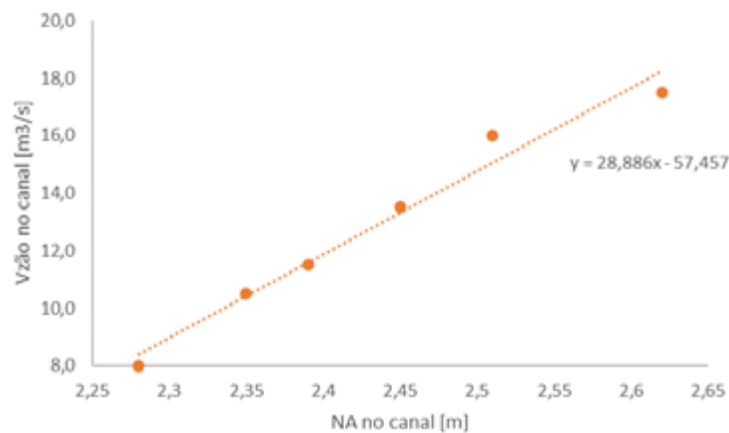


Figura 10 – Curva cota-vazão obtida com as simulações.

Na Tabela 5, estão dispostos os valores e as correspondentes porcentagens das vazões recebidas por cada um dos oito DPs. Esses resultados foram obtidos para simulações com o modelo da entrada dos DPs para uma vazão de 8 m³/s, e as frações volumétricas da água podem ser observadas na Figura 11. Distribuições similares foram encontradas para simulações com 10,5, 11,5, 13,5, 16 e 17,5 m³/s. Os resultados obtidos para a distribuição da vazão entre os oito DPs para todos os valores das vazões simuladas seguem o mesmo padrão, que pode ser observado na Figura 13.

Os DPs 2, 3, 6 e 7 recebem menos vazão quando comparados aos DPs 1, 4, 5 e 8, como pode ser observado na Figura 13. Essas distribuições de vazões decorrem dos campos de velocidades no canal, que podem ser visualizados na Figura 12. Pode-se notar que as velocidades na direção do escoamento (direção do eixo x) são menores nas regiões do canal entre o DP 2 e o DP 3 e, também, entre o DP 6 e o DP 7.

Tabela 5 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão de 8 m³/s.

Tipos de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	4,00	50,00
	Entrada 2	4,00	50,00
Saídas	DP 1	1,06	13,19
	DP 2	0,95	11,88
	DP 3	0,95	11,92
	DP 4	1,05	13,13
	DP 5	1,05	13,09
	DP 6	0,95	11,89
	DP 7	0,95	11,82
	DP 8	1,05	13,09

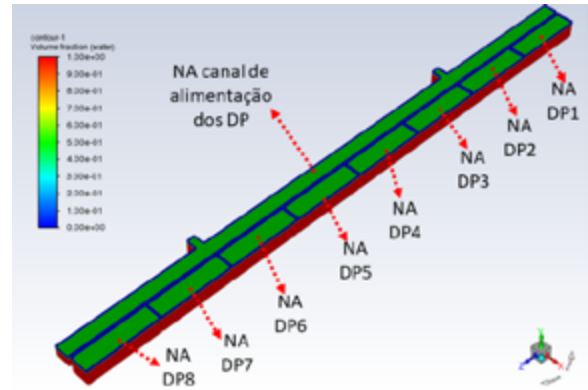


Figura 11 – Resultado para as frações volumétricas da água obtidos com a simulação do modelo dos decantadores primários para uma vazão de 8 m³/s.

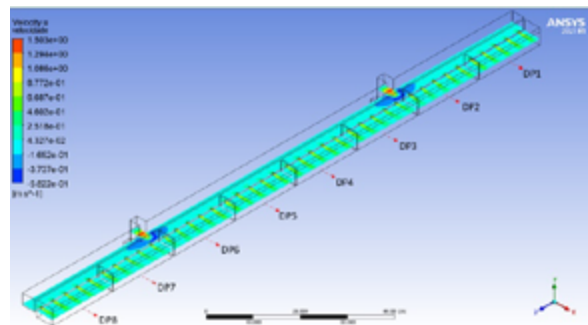


Figura 12 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos decantadores primários para uma vazão de 8 m³/s.

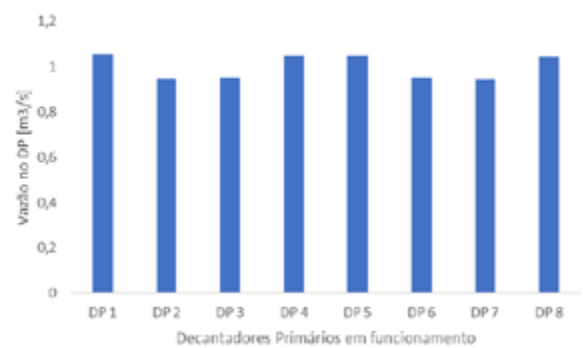


Figura 13 – Distribuição da vazão entre os decantadores primários para a simulação do modelo para uma vazão de 8 m³/s

Nas tabelas 6 e 7, estão resumidos os valores da distribuição de vazão entre os DPs para a simulação com as configurações assimétricas

nas saídas. Esses resultados também estão sintetizados de forma gráfica nas figuras 16 (dados da Tabela 6) e 19 (dados da Tabela 7). As frações volumétricas da água para essas simulações podem ser observadas nas figuras 14

e 17. E, nas figuras 15 e 18, podem ser visualizadas as distribuições das velocidades na direção x ao longo da estrutura para as configurações assimétricas com quatro e cinco DPs nas saídas, respectivamente.

Tabela 6 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s

Tipo de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	4,00	50,00
	Entrada 2	4,00	50,00
Saídas	DP 1	2,04	25,48
	DP 2	1,90	23,81
	DP 3	2,04	25,53
	DP 4	2,01	25,18

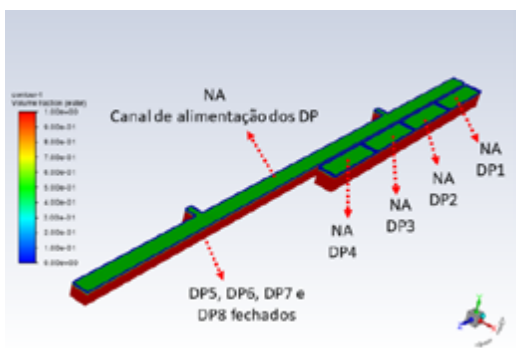


Figura 14 – Frações volumétricas da água obtidas com a simulação do modelo com quatro decantadores primários operando de forma assimétrica para vazão de 8 m³/s.

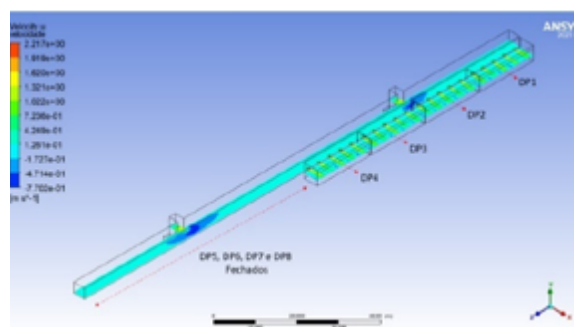


Figura 15 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos decantadores primários numa configuração assimétrica para uma vazão de 8 m³/s.

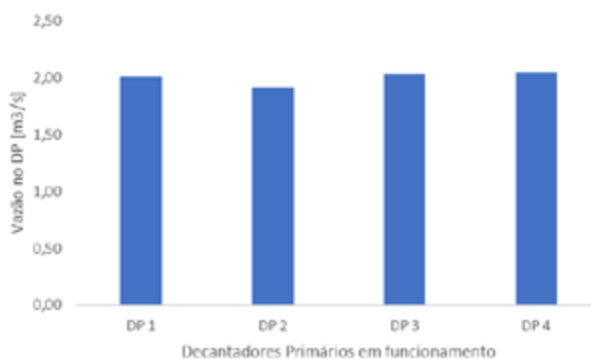


Figura 16 – Vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s.

Tabela 7 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s.

Tipos de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	4,00	50,00
	Entrada 2	4,00	50,00
Saídas	DP 1	1,66	20,78
	DP 2	1,50	18,71
	DP 3	1,62	20,31
	DP 4	1,62	20,30
	DP 8	1,59	19,91

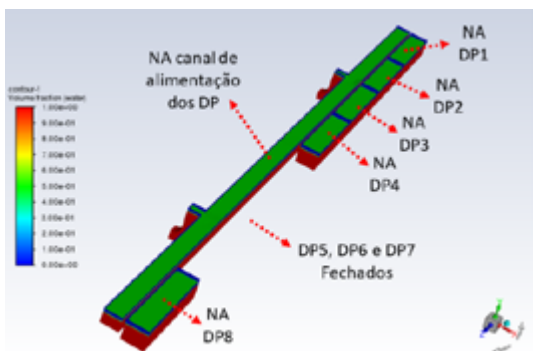


Figura 17 – Frações volumétricas da água obtidos com a simulação do modelo com cinco decantadores primários operando de forma assimétrica para uma vazão de 8 m³/s.

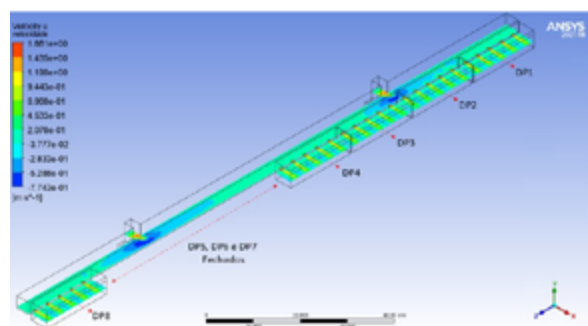


Figura 18 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos decantadores primários numa configuração assimétrica para uma vazão de 8 m³/s.

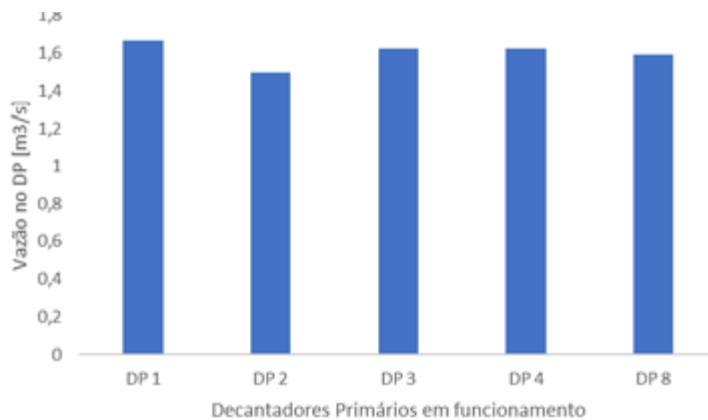


Figura 19 – Vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s

As duas entradas do canal de alimentação dos DPs estão 72,2 m distantes uma da outra, o que significa que a ligação da galeria entre a saída do vertedor bico de pato e a entrada 1 é mais longa do que a ligação para a entrada 2. Essa diferença pode ser aproximada pela própria distância entre as entradas, e isso provoca uma diferença entre as vazões que chegam ao canal por cada entrada. A entrada 1, mais distante, recebe 47%; e a entrada 2, mais próxima, recebe 53% da vazão total que deixa o vertedor bico de pato.

Uma simulação foi realizada com o modelo da entrada dos DPs a partir dessa condição de vazões

assimétricas na entrada para determinar se essa assimetria afetaria a distribuição da vazão entre os oito DPs. Na Tabela 8, estão dispostos os valores das vazões recebidas por cada um dos DPs e, também, suas porcentagens correspondentes.

Na Figura 21, os mesmos resultados apresentados na Tabela 8 podem ser observados na forma de um gráfico. Observa-se que esse gráfico é muito semelhante ao gráfico obtido para uma condição simétrica nas entradas (Figura 13). Na Figura 20, podem ser visualizadas as distribuições de velocidades na direção x ao longo da estrutura para essa condição de assimetria de vazões na entrada.

Tabela 8 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s.

Tipos de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	3,76	47,00
	Entrada 2	4,24	53,00
Saídas	DP 1	1,07	13,37
	DP 2	0,93	11,66
	DP 3	0,95	11,93
	DP 4	1,07	13,41
	DP 5	1,06	13,26
	DP 6	0,90	11,26
	DP 7	0,94	11,69
	DP 8	1,07	13,41

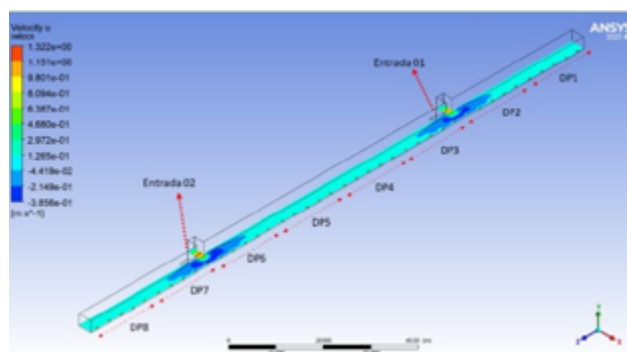


Figura 20 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos decantadores primários - entradas assimétricas 4,24 m³/s, entrada 2, e 3,76 m³/s, entrada 1.

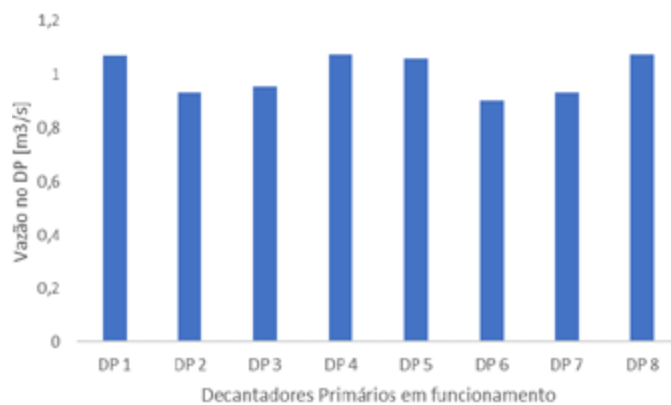


Figura 21 – Vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários - entradas assimétricas 4,24 m³/s, entrada 2, e 3,76 m³/s, entrada 1.

A fim de determinar a influência de entradas assimétricas na distribuição das vazões entre os DPs, foram analisadas mais duas condições: uma condição para a qual a entrada 2 recebe 70% e a entrada 1 recebe 30%; e outra na qual a entrada 2 está totalmente fechada e a entrada 1 recebe toda a vazão. Simulações foram realizadas com o modelo da entrada dos DPs para essas duas condições de vazões assimétricas nas entradas. Os valores das vazões recebidas em cada modelo por cada um dos DPs e suas porcentagens correspondentes estão dispostos nas tabelas 9 e 10.

Nas figuras 23 e 25, os mesmos resultados apresentados nas tabelas 9 e 10 podem ser observados nas formas de gráficos, nessa ordem. Observa-se que esses gráficos são muito diferentes do obtido para uma condição simétrica nas entradas (Figura 13).

Os gráficos de contorno da intensidade das velocidades na direção do eixo x correspondentes aos resultados das tabelas 9 e 10 podem ser observados nas figuras 22 e 24. Pode-se notar que esses gráficos são distintos do gráfico da condição simétrica nas entradas (Figura 12).

Tabela 9 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s.

Tipos de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	2,40	30,00
	Entrada 2	5,60	70,00
Saídas	DP 1	1,05	13,16
	DP 2	0,95	11,89
	DP 3	1,07	13,35
	DP 4	1,07	13,39
	DP 5	1,01	12,58
	DP 6	0,75	9,36
	DP 7	0,97	12,10
	DP 8	1,13	14,16

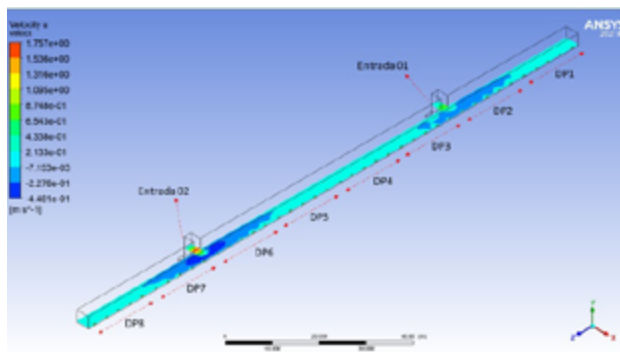


Figura 22 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos DP - entradas assimétricas 5,6 m³/s, entrada 2, e 2,4 m³/s, entrada 1.

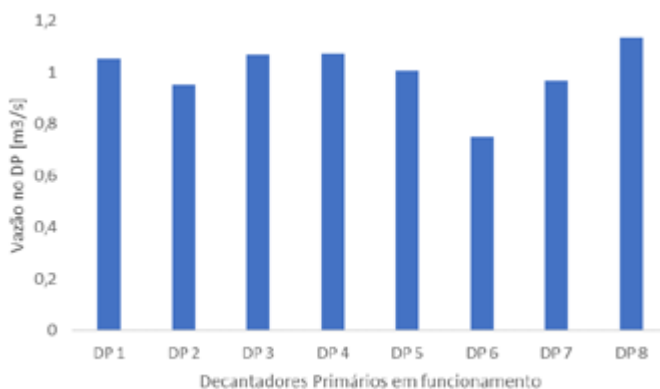


Figura 23 – Vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários - entradas assimétricas 5,6 m³/s, entrada 2, e 2,4 m³/s, entrada 1.

Tabela 10 – Valores das vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários para uma vazão total de 8 m³/s.

Tipos de fluxo	Identificação	Vazão	
		m ³ /s	%
Entradas	Entrada 1	8,00	100,00
	Entrada 2	0,00	0,00
Saídas	DP 1	1,28	15,98
	DP 2	1,07	13,43
	DP 3	0,56	6,99
	DP 4	0,84	10,51
	DP 5	0,97	12,10
	DP 6	1,05	13,12
	DP 7	1,10	13,80
	DP 8	1,13	14,06

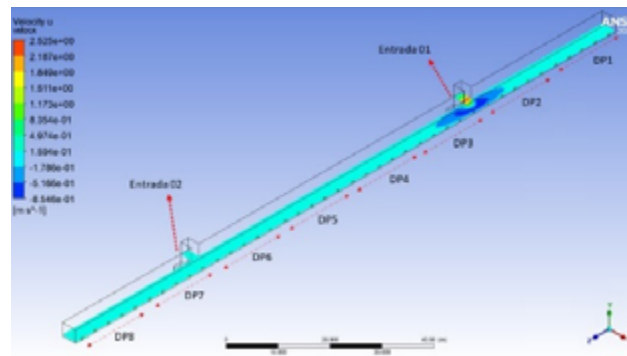


Figura 24 – Intensidade das velocidades na direção x para a simulação do modelo dos decantadores primários - entradas assimétricas $0 \text{ m}^3/\text{s}$, entrada 2, e $8 \text{ m}^3/\text{s}$, entrada 1.

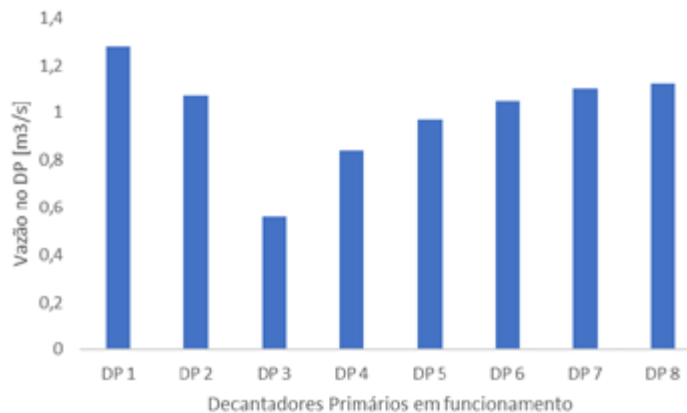


Figura 25 – Vazões recebidas pelos respectivos decantadores primários - entradas assimétricas $0 \text{ m}^3/\text{s}$, entrada 2, e $8 \text{ m}^3/\text{s}$, entrada 1.

4 DISCUSSÃO

A validação dos resultados da modelagem computacional teve como base os trabalhos anteriores de Almeida e Ortiz (2022) e Almeida (2022), e as informações foram complementadas com dados de projeto da ETE Barueri e de medições de NA no protótipo do canal de entrada dos DPs.

As diferenças entre as vazões dos DPs para o caso de entradas simétricas e saídas simétricas com oito DPs operando não é tão significativa e as vazões de cada decantador estão próximas da vazão ideal de $1 \text{ m}^3/\text{s}$, vide Tabela 5. No caso de operações

assimétricas, foram adotadas algumas condições extremas de assimetria, que não necessariamente correspondem às condições normais de operação da ETE. Nesses casos, para as condições estudadas de saídas assimétricas, as diferenças máximas encontradas entre as vazões em dois decantadores foram $0,14$ e $0,16 \text{ m}^3/\text{s}$, como pode ser conferido nas tabelas 6 e 7, respectivamente. Observa-se que, apesar de haver muitos decantadores fora de operação, os valores não diferem muito da diferença encontrada para o caso com saídas simétricas: $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabela 5). Já nos casos para os quais as simulações foram

conduzidas com entradas assimétricas, as diferenças máximas encontradas entre as vazões nos decantadores foram de 0,17, 0,38 e 0,72 m³/s, de acordo com as tabelas 8, 9 e 10, nessa ordem. Nesses casos, as diferenças são mais acentuadas e reforçam o papel de destaque que as entradas do canal de alimentação têm na distribuição da vazão entre os DPs.

5 CONCLUSÕES

O levantamento da curva cota-vazão para o canal dos DPs foi possível a partir da instalação de uma régua de NA no protótipo e do desenvolvimento do modelo computacional da entrada dos DPs para um módulo. A faixa de medição da régua engloba a faixa de operação atual da ETE, extrapolando-se, com as simulações computacionais, os valores de vazão até o pico previsto para 2040, portanto com simulações realizadas cujas vazões estão compreendidas entre 3,75 e 17,5 m³/s por módulo. Esses resultados permitiram concluir que a estrutura do canal não é um gargalo hidráulico para a vazão de pico prevista para 2040.

Como se pode notar em todas as simulações obtidas, há uma tendência dos DPs mais próximos das entradas apresentarem vazões menores. Isso decorre do fato de as velocidades na direção longitudinal serem maiores nessas regiões de entrada, o que dificulta o fluxo na direção transversal, e, como consequência, as velocidades transversais nessas regiões são menores. O modelo da região dos DPs para entradas assimétricas mostrou que, para uma diferença moderada entre as vazões nas duas entradas do canal de alimentação dos DPs, não ocorre uma alteração significativa da distribuição das vazões entre os oito decantadores; contudo, para uma diferença mais acentuada, a distribuição de vazões se altera de forma significativa.

Os resultados apresentados mostram que a utilização de CFD como ferramenta adicional na gestão hidráulica dos processos de tratamento da

ETE é bastante importante, auxiliando na tomada de decisão, tanto na operação como no desenvolvimento de novos projetos, dentro da visão de maximização da eficiência energética de tratamento. Em trabalhos futuros, recomenda-se dar continuidade às campanhas de medição de vazão na galeria de acesso aos DPs, assim como na medição de NA no canal dos DPs, convertendo os resultados em unidades de consumo energético para avaliação do custo dessas diferenças na operação da ETE e em futuros projetos.

O novo marco regulatório do saneamento básico no país deve acelerar o desempenho operacional das ETEs existentes e de novos projetos com a otimização de metas de desempenho energético, abrindo a possibilidade de continuidade e aprimoramento da pesquisa aqui apresentada.

6 AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido dentro de um projeto de parceria da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) com a Fundação para o Desenvolvimento Tecnológico da Engenharia (FDTE) e a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). Nessa parceria, ficam registrados os agradecimentos à SABESP, pelo apoio no desenvolvimento do trabalho, a partir do compartilhamento de dados de operação e informações de projeto da ETE Barueri, e, também, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à FDTE, pela bolsa de mestrado do primeiro autor junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica da EPUSP.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Ortiz JP, Almeida AO. **Metodologia:** Almeida AO, Ortiz JP. **Investigação:** Almeida AO. **Redação & Primeira Versão:** Almeida AO. **Redação Final:** Almeida AO, Ortiz JP. **Revisão:** Ortiz JP. **Aquisição de Financiamento e Recursos:** Ortiz JP. **Supervisão Geral:** Ortiz JP.

8 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. O. **Modelagem computacional para estudo da distribuição de vazão volumétrica na interface entre os tratamentos preliminar e primário de uma estação de tratamento de esgoto**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.
- ALMEIDA, A. O.; ORTIZ, J. P. Modelagem computacional para estudo de distribuição de vazão volumétrica em vertedores labirintos de estação de tratamento de esgoto. *In*: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 30., 2022, Brasil. **Anales** [...]. Madrid: IAHR Publishing, 2022. v. 1, p. 40-51.
- ANSYS. **Fluent user's guide**. Canonsburg: Ansys, 2021a.
- ANSYS. **Fluent theory guide**. Canonsburg: Ansys, 2021b.
- BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 jul. 2020.
- FCTH – FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA. **Relatório de aferição de um medidor Venturi de 2.750 mm na Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri**. São Paulo: FCTH, 1995.
- LONGO, S.; MIRKO D'ANTONI, B. M.; BONGARDS, M.; CHAPARRO, A.; CRONRATH, A.; FATONE, F.; LEMA, J. M.; MAURICIO-IGLESIAS, M.; SOARES, A.; HOSPIDO, A. Monitoring an diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. **Applied Energy**, [s. l.], v. 179, p. 1251-1268, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>
- PANEPINTO, D.; FIORE, S.; ZAPPONE, M.; GENON, G.; MEUCCI, L. Evaluation of the energy efficiency of a wastewater treatment plant in Italy. **Applied Energy**, [s. l.], v. 161, p. 404-411, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>
- POPE, S. B. **Turbulent flows**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.
- RODI, W. **Turbulence models and their applications in hydraulics**. IAHR-Monograph, Delft, 1980.
- TU, J.; YEOH, G. H.; LIU, C. **Computational fluid dynamics: a practical approach**. 3. ed. Cambridge: Butterworth-Heinemann, 2018.
- VERSTEEG, H. K.; MALALASEKERA, W. **An introduction to computational fluid dynamics: The finite volume method**. 2. ed. Essex: Pearson, 2007.
- WILCOX, D. C. **Turbulence modeling for CFD**. La Cañada: DCW Industries, 1994.
- ZENG, J.; ZHANG, L.; ANSAR, M.; DAMISSE, E.; GONZALEZ-CASTRO, J. A. Applications of computational fluid dynamics to flow ratings at prototype spillways and weirs I: Data generation and validation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 143, n. 1, p. 04016072, 2017.

Células a combustível microbianas: uma nova abordagem para filtros anaeróbios

Microbial fuel cell: a new anchorage to anaerobic filters


- **Data de entrada:**
27/04/2023
- **Data de aprovação:**
03/07/2023


Thiago Schactae de Almeida^{1*} | Lucas Ricardo Cardoso Marcon² | Ana Cláudia Barana¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.038>

ORCID ID

Almeida TS  <https://orcid.org/0000-0003-2748-778X>

Barana AC  <https://orcid.org/0000-0003-0445-5240>

Marcon LRC  <https://orcid.org/0000-0002-5038-9523>

Resumo

Este trabalho aborda uma nova interpretação sobre as tecnologias de células a combustível microbianas e filtros anaeróbios, apontando suas semelhanças – como funcionamento através do metabolismo bacteriano anaeróbio, tempos de detenção hidráulica superiores a oito horas, crescimento bacteriano aderido, operação na faixa mesotérmica, necessidade de operação em pHs neutros, produção de energia, entre outras – e algumas divergências. Assim, teoriza-se que ambas as tecnologias de tratamento de efluentes podem ser unidas em uma única estrutura que produza um bom tratamento e, ainda, gere simultaneamente energia de forma direta (através da estrutura das células microbianas a combustível) e indireta (através da estrutura dos filtros anaeróbios).

Palavras-chave: Filtros anaeróbios, Células de combustível microbianas, Efluente, Produção de energia limpa, Tratamento de efluente.

Abstract

This study brings a new interpretation of the technologies of microbial fuel cells and anaerobic filters, pointing out their similarities, such as anaerobic bacterial metabolism functioning, hydraulic retention times greater than eight hours, adherent bacterial growth, operation in the mesothermal range, need for operation at neutral pH values, energy production, among others, and divergences. Thus, it theorizes that both effluent treatment technologies can be united in a single structure, which produces a good treatment and simultaneously generates energy both directly (by the structure of the microbial fuel cells) and indirectly (by the structure of anaerobic filters).

Keywords: Anaerobic filters. Microbial fuel cell. Wastewater. Clean energy production. Sewer treatment.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) - Ponta Grossa - Paraná - Brasil.

² Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial - Porto - Portugal.

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

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de tratamento das águas residuárias se apoia no fato de que 99,9% da sua constituição é água e que apenas uma fração de 0,01% está na forma de sólidos dissolvidos ou em suspensão (Tortora; Funke; Case, 2010). Para suprir essa necessidade, são construídos os sistemas de tratamento de efluentes, os quais imitam processos que acontecem naturalmente nos corpos hídricos (autodepuração). Esses processos podem ser físicos, químicos e/ou biológicos, ocorrendo normalmente uma associação entre eles. Para se ter controle sobre os processos químicos e biológicos, eles são realizados em reatores, por exemplo o Filtro Anaeróbio (FA) (Foresti *et al.*, 2009; Sperling, 2017).

Os filtros anaeróbios são comumente utilizados como soluções individuais de tratamento de esgotos ou em comunidades isoladas, não há atendimento por redes de saneamento (Tonetti *et al.*, 2018). Estudados desde os anos de 1950, esses filtros são capazes de remover mais de 80% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos esgotos, com tempos de detenção hidráulica (TDH) inferiores a 24 horas (Foresti *et al.*, 2009). No Brasil, a construção dos FAs é regulamentada pela NBR 13.969 (ABNT, 1999), que dispõe sobre seu dimensionamento para atendimento domiciliar em associação com tanques sépticos (tratamento primário). Nesse caso, os FAs são utilizados como um pós-tratamento. A mesma norma ainda o define como um reator biológico em que o esgoto é tratado por organismos anaeróbios espalhados nos interstícios do reator e aderidos em seu material de suporte para crescimento bacteriano aderido. Para Foresti *et al.* (2009), esses filtros podem ser utilizados como tratamento principal, desde que sejam tomados cuidados para evitar a colmatação deles.

Uma tecnologia que opera de modo semelhante aos FAs de fluxo ascendente são as células a combustível microbianas (CCMs) de fluxo ascendente (Ramya; Kumar, 2022). As CCMs são dispositivos que também utilizam a oxidação da matéria orgânica

em um ambiente anaeróbio para produzir energia elétrica diretamente (Schröder, 2007). Potter (1911), observou que durante a degradação de compostos orgânicos por microrganismos ocorre a liberação de elétrons. Utilizando eletrodos como um meio de suporte para a adesão dos microrganismos, um substrato orgânico, um sistema semelhante a uma célula galvânica e com um galvanômetro balístico, Potter obteve uma diferença de potencial (DDP) entre 0,3 e 0,5 volts.

De acordo com o exposto, este trabalho tem por objetivo fazer uma releitura sobre as possibilidades dos FAs em consonância com uma outra tecnologia que utiliza dos mesmos princípios de funcionamento: as CCMs. Através de uma revisão de literatura sobre os FAs e as CCMs são esclarecidos seus respectivos funcionamentos e aspectos em comum. Dessa forma, estabelecem-se informações para criar uma abordagem para aplicações e adaptações que podem ser feitas mesclando as estruturas dos FAs com as CCMs, para o tratamento de águas residuárias e a produção de energia limpa.

2 METABOLISMO ANAERÓBIO

As bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica (MO) no interior dos reatores são, em geral: aeróbias, anaeróbias e/ou anóxicas (Junqueira; Silva Filho, 2012). A energia para seus processos metabólicos vem da quebra das ligações químicas de carboidratos e gorduras através de processos catabólicos ou anabólicos. Um fator importante que está diretamente relacionado com a intensidade da atividade microbiana é a temperatura: ela é responsável por definir a velocidade das reações que ocorrem no interior das células (Tortora; Funke; Case, 2010). No caso de bactérias anaeróbias, que são enquadradas como mesotérmicas, ou seja, elas têm uma faixa de temperatura ótima para realizar suas atividades metabólicas entre 25 e 38°C (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009). O biofilme, proveniente da formação de colônias de bactérias, permite que os microrganismos tenham

uma resistência maior a grandes variações de temperatura, com pouco impacto sobre a qualidade do tratamento. Por outro lado, Baettker *et al.* (2018) e Zhou e Xu (2019) observaram que a redução da temperatura promove um aumento na espessura do biofilme e uma redução na eficiência do reator.

No processo anaeróbio são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos (SO_4^{-2} ou CO_2) e tem como produtos CO_2 e CH_4 . Esse processo ocorre em quatro fases: a hidrólise, que reduz compostos de grande massa molecular a monômeros solúveis por bactérias fermentativas; a acidogênese, os monômeros são utilizados por bactérias anaeróbias e facultativas, gerando ácidos orgânicos, álcoois etc.; acetogênese, a etapa em que as bactérias acetogênicas formam ácidos fórmicos e acéticos que, por sua vez, serão consumidos por bactérias arqueas metanogênicas e homoacetogênicas; por fim, a metanogênese, processo estritamente anaeróbio, em que arqueas metanogênicas acetoclásticas convertem o acetato em metano e as hidrogenotróficas convertem hidrogênio e dióxido de carbono em metano (Chernicharo, 2015; Kunz *et al.*, 2019).

Outros fatores que influenciam no metabolismo anaeróbio são, por exemplo: pH, relação C/N, potencial redox, a relação de nutrientes (C:N:P:S) e a presença de elementos traços que são utilizados pelas arqueas metanogênicas. A fase predominantemente responsável pela qualidade do tratamento do efluente é a fase metanogênica (Foresti *et al.*, 2009; Kunz *et al.*, 2019). Obileke *et al.* (2021) observam que substratos compostos por acetato têm maior alcance em densidade de potência nas CCMs, podendo chegar a 800 W.m^{-3} , destacando, dessa forma, a importância da acetogênese na sua eficiência energética.

3 FILTROS ANAERÓBIOS (FAS)

Os FAs são estruturas rígidas, impermeabilizadas e construídas com materiais resistentes à agressividade dos esgotos. Através de um material inerte, que age como leito filtrante, os FAs permitem

que a biomassa cresça aderida à superfície desse material. Dessa forma, os sólidos biológicos são retidos no interior do reator por longos períodos (entre dezenas a centenas de dias). Isso permite que o TDH seja menor, fazendo dos FAs um reator de alta taxa. Nos interstícios do leito filtrante ocorre a formação de flocos biológicos. O tratamento dos FAs ocorre tanto na matriz do biofilme, formado pela biomassa aderida, quanto pela sedimentação dos flocos biológicos nos interstícios do material inerte (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

O biofilme é uma matriz polimérica de micro canais formados por proteínas, açúcares, metabólitos, excreções bacterianas e vários microrganismos que formam uma película na superfície do material de suporte. O tratamento do efluente acontece tanto na superfície do biofilme e dos flocos biológicos como no seu interior (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009; Tortora; Funke; Case, 2010). A temperatura e a razão DQO/N são fatores que interferem em sua formação. A redução de DQO/N produz uma redução na espessura do biofilme (Zhou; Xu, 2019).

Para promover a formação do biofilme, são utilizados materiais inertes que tenham uma superfície propícia à fixação de microrganismos e o efluente deve conter nutrientes para as bactérias (N e P). Podem ser utilizadas pedra brita nº 4, cilindros de plásticos perfurados, anéis de plástico ou materiais cerâmicos. Embora o biofilme tenha maior influência no tratamento que o seu material constituinte, pois deve prevenir a colmatação do FA, deve facilitar a formação de flocos biológicos em seus interstícios, promover um bom fluxo hidráulico para distribuir o efluente uniformemente pelo reator e promover a separação entre sólidos e gases. Esse fato propicia um melhor tempo de retenção de biomassa e ainda produz um lodo em grau avançado de estabilização (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

Baettker *et al.* (2018) notaram que materiais com elevado grau de porosidade e rugosidade são mais

eficientes no tratamento de efluentes, pois promovem maior adesão da biomassa em sua superfície e uma melhor retenção de flocos biológicos. Em seu estudo, os autores utilizaram carvão ativado granulado, cerâmica de argila e borracha de pneus como materiais de preenchimento para os FAs. O carvão ativado removeu de forma satisfatória a DQO, enquanto o material cerâmico se mostrou o pior, devido à sua superfície polida e regular.

Pereira *et al.* (2014) observaram que os FAs apresentam uma sensibilidade operacional no que diz respeito a grandes variações de carga orgânica e substâncias químicas presentes no afluente e, dessa forma, reduz a eficiência de seu tratamento. Para melhorar a eficiência dos FAs, Araújo *et al.* (2016) sugerem elevados TDHs, leito filtrante com elevada porosidade, vazões e viscosidades menores para o afluente, altura do filtro de até 5 m e diâmetros de até 2 m.

Chernicharo (2015) ainda observa que o material de suporte deve ter um diâmetro oco de cerca de 2 cm, essa configuração de material filtrante foi utilizada por Langone *et al.* (2019), alcançando ótimos resultados na remoção de DQO acima de 90%. A Tabela 1 traz um compilado de resultados obtidos na remoção da matéria orgânica para os diferentes efluentes utilizados, mostrando a variabilidade na eficiência dos FAs segundo esse parâmetro.

TDHs menores promovem uma maior velocidade ascensional do afluente no reator, provocando o carregamento de flocos biológicos no efluente, diminuindo o seu tempo de retenção celular e o tempo de contato entre os microrganismos e o esgoto (Baettker *et al.*, 2018; Foresti *et al.*, 2009; Silva; Campos, 2018). Algumas desvantagens dos FAs, além do risco de colmatação do leito filtrante, é o volume que ocupam e podem se tornar onerosos devido ao material utilizado como meio de suporte (Chernicharo, 2015).

Há três modelos de FAs que diferem em seu fluxo hidráulico: os de fluxo ascendente (mais comum), ilustrado na Figura 1a; descendente (Figura 1b); e horizontal (menos comum). O modo de tratamento é semelhante para todos, com a diferença de que os filtros ascendentes e horizontais, trabalham necessariamente afogados e têm velocidades ascensionais menores. Os descendentes podem trabalhar afogados ou não e, por conta da gravidade, sua velocidade ascensional é maior (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

A recirculação de efluente pode ser adotada nos três tipos, sendo mais comum nos de fluxo descendentes, para produzir um maior tempo de contato entre biomassa e esgoto. Também pode ser utilizada na partida de reatores, para lhes permitir maior estabilidade operacional e aclimatação do reator (Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

Tabela 1 – Eficiência de FAs de fluxo ascendente na remoção de MO em relação ao tipo de efluente utilizado no tratamento.

Tipo efluente	Remoção da MO	Fonte
Abatedouro de frangos	90% de remoção de DQO	Rodrigues <i>et al.</i> (2016)
Efluente de ETE	> 60% de DBO	Araújo <i>et al.</i> (2016)
Suinocultura	72% de remoção de DQO	Silva; Campos (2018)
Soro bovino	> 90% de remoção de DQO	Langone <i>et al.</i> (2019)
Biorrefinaria verde	80% de remoção de DQO	Feng <i>et al.</i> (2021)

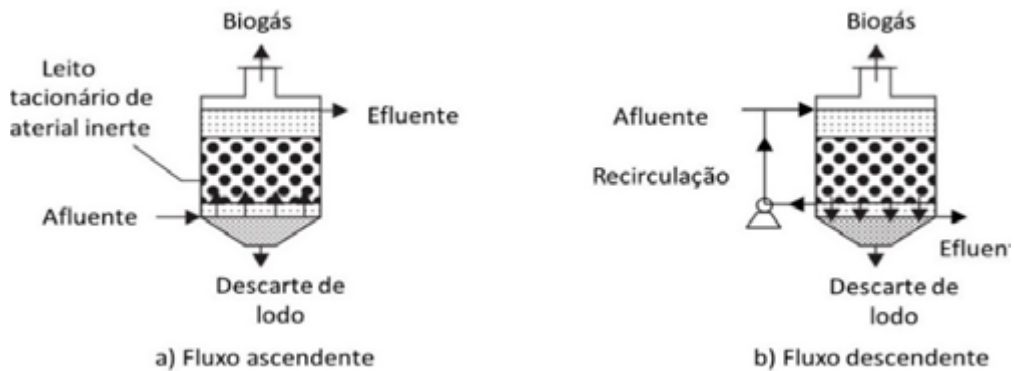


Figura 1 – Filtros anaeróbios ascendentes e descendentes.

Fonte: Adaptado de Foresti *et al.* (2009).

O biogás é composto por subprodutos do metabolismo bacteriano e é formado por vários elementos, entre eles estão o CH_4 , H_2S , CO_2 , NH_3 e H_2O . CH_4 é o componente do biogás que permite sua utilização como fonte de energia, sendo os outros elementos contaminantes que diminuem sua capacidade energética e ainda podem causar danos às instalações ou representar perigos à saúde. A produção de biogás pode ser avaliada a partir de valores conhecidos de biomassa, tais como sólidos voláteis, DQO ou carbono orgânico total (COT) do inóculo ou do substrato. As análises são realizadas em batelada, incubando o substrato junto de um inóculo anaeróbio sob condições controladas. O principal método é chamado de Atividade Metanogênica Específica (AME), que avalia a capacidade dos microrganismos em produzir metano (Kunz *et al.*, 2019).

Lemmer e Krümpel (2017) observaram que a produção de biogás está relacionada com a carga orgânica aplicada no FA, mas que não tem muita relação com a composição dos substratos. Cargas maiores produzem maiores volumes de biogás, no entanto, alterações no pH do FA, devido às mudanças na carga orgânica aplicada e mudanças na composição dos substratos, podem alterar a composição do biogás, diminuindo ou aumentando a concentração de CH_4 .

A partida do reator, para FAs, é muito simples quando se compara a outros reatores. No entanto, para facilitar a fixação de biomassa no material de suporte, pode ser utilizado um lodo proveniente de um tratamento anaeróbio. Sugere-se que esse lodo seja proveniente de um tratamento com um efluente semelhante ao que se deseja tratar. A utilização do lodo de semeadura reduz consideravelmente o tempo de aclimação do reator (Foresti *et al.*, 2009). Langone *et al.* (2019) usaram um lodo anaeróbio como semeadura por um período de nove dias. O reator foi considerado estável sempre que a DQO total removida ou sua produção de biogás alcançavam variações inferiores a 3%, por dois ou três dias.

O efluente tratado apresenta uma aparência clara e com baixas concentrações de matéria orgânica (MO). Há grande quantidade de sais minerais e um pH próximo da neutralidade, uma vez que o carbono do meio atua como um agente tampão (Silva; Campos, 2018). No entanto, ainda se deve fazer um pós-tratamento para desinfecção, para usos mais nobres da água. Por fim, o efluente de FAs pode ser disposto em solos ou ainda ser utilizado como um fertilizante líquido. Seu lodo estabilizado também pode ser utilizado como biossólido (Baettker *et al.*, 2018; Chernicharo, 2015; Foresti *et al.*, 2009).

4 CÉLULAS A COMBUSTÍVEL MICROBIANAS (CCMS)

As CCMS são dispositivos que podem utilizar o metabolismo anaeróbico de microrganismos para produzir energia elétrica na câmara anódica (Ramya; Kumar, 2022). Para He *et al.* (2017), a estrutura dessas células desempenha um papel mais importante que as comunidades específicas de bactérias, uma vez que culturas de microrganismos mistos podem degradar uma gama maior de substâncias e produzir energia elétrica com mais eficiência.

Mahadevan; Gunawardena; Fernando (2014) classificam as CCMS em sistemas que utilizam ou não organismos vivos. No primeiro caso, elas ainda podem ser divididas em *Microbial Fuel Cells* (MFC), que usam microrganismos como catalisadores na oxidação da matéria orgânica, e *Enzymatic Fuel Cells* (EFC), que podem utilizar microrganismos ou apenas enzimas como agentes catalisadores na reação de oxidação da MO.

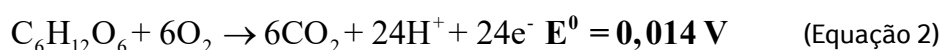
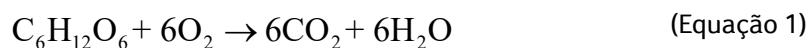
A estrutura de uma CCM é semelhante à de uma célula galvânica comum: com ânodo, cátodo e um eletrólito. Sua diferença está no fato de que nas CCMS a MO é oxidada, diferentemente das células galvânicas, que oxidam metais no ânodo e reduzem no cátodo. Através de fios conectores, os elétrons migram do ânodo para o cátodo e um meio trocador de cargas equilibra a estequiometria da reação (Drendel *et al.*, 2018; Ramya; Kumar, 2022; Russel, 1994).

As CCMS são normalmente operadas em dois tipos de fluxos: em batelada e contínuo. A batelada tem um desempenho inferior, uma vez que a concentração de substrato diminui com o tempo e assim diminui a sua atividade microbiológica. Por sua vez, o fluxo contínuo fornece uma repro-

Na câmara anódica, organismos exoeletrogênicos utilizam o eletrodo como acceptor de elétrons ao fim de sua via metabólica. O cátodo, por sua vez, comporta-se como um doador de elétrons, permitindo a redução da MO e possibilitando a produção de biocombustíveis entre outras commodities químicas. Essa relação ânodo/cátodo nas CCMS possibilita a produção de pequenas quantidades de energia. Nesse processo, o biofilme desempenha um papel importante na eficiência da CCM (Drendel *et al.*, 2018). Utilizando-se o ânodo como um suporte para o crescimento bacteriano aderido, aumenta-se a produção de energia. No entanto, o aumento exagerado da espessura do biofilme pode causar o efeito contrário, tornando-se um fator de resistência na transferência de elétrons (Vilas Boas *et al.*, 2019).

Obileke *et al.* (2021) notam que a temperatura influencia na transferência de massa e na termodinâmica do reator, sendo a faixa mesofílica (entre 25°C e 30°C) que permite um melhor desempenho da CCM. Malekmohammadi; Mirbagheri, (2021) observaram que a queda contínua da temperatura provoca uma diminuição gradativa da atividade microbiana.

As reações de fermentação e produção de energia no interior das CCMS podem ser escritas de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente (Mahadevan; Gunawardena; Fernando, 2014):



sição de substrato continuamente, no entanto, TDHs inferiores a 8 horas produzem uma quantidade de energia inferior, assim como uma menor remoção de DQO (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021). Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que TDHs de 48 horas produzem os melhores resul-

tados em termos de remoção de DQO e produção de energia.

Wang (2014) produziu experimentos que mostraram que o fluxo hidráulico das CCMs está diretamente ligado à eficiência do sistema em produzir energia: quanto maior a mistura do substrato, melhor a performance da CCM, pois proporciona um melhor contato entre os microrganismos e o ânodo. Em seu estudo, foram abordados fluxos turbulentos e laminares (de acordo com Reynolds). Yan *et al.* (2022) observaram que em células eletrolíticas microbianas (CEM) ocorre uma maior eficiência energética, tendo por base as análises metanogênicas dessas células em comparação com um sistema convencional. O estudo mostrou que as CEMs alcançam uma produção 76,8% maior e com uma pureza de metano de 87% sobre o biogás.

Os mecanismos de transferências de elétrons para o ânodo são demonstrados na Figura 2. Há dois mecanismos principais: a transferência direta através do contato físico entre microrganismos e eletrodo; e as transferências indiretas que podem ocorrer através de nano fibras bacterianas extracelulares e mediadores. Proteínas citocromos do tipo-C (OmcS e OmcZ) auxiliam nas transferências de elétrons (Drendel *et al.*, 2018; Nawaz *et al.*, 2022).

Mediadores químicos podem ser utilizados, porém encarecem a operação e podem produzir subprodutos tóxicos aos microrganismos (Obileke *et al.*, 2021). No entanto, podem ser utilizados mediadores naturais, tais como o uso de extrato de leveduras na câmara anódica, aumentando a produção de energia, mas diminuindo a eficiência do tratamento (Vilas Boas *et al.*, 2019).

Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que as dimensões do ânodo influenciam na produção de energia, e quanto maior a área do ânodo, maior é a quantidade de energia produzida. Isso ocorre porque uma área anódica menor permite uma menor formação de biofilme na superfície do ânodo e uma menor razão de transferências de

elétrons. Em termos de remoção de DQO, a área do ânodo não mostrou muita influência.

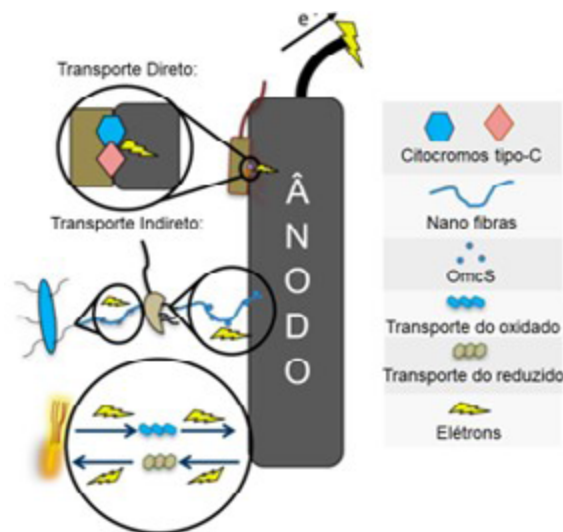


Figura 2 – Esquema da transferência de elétrons para o ânodo nas CCMs.

Fonte: Adaptado de Drendel *et al.* (2018).

Drendel *et al.* (2018) indicam que os melhores materiais para se construir o ânodo são materiais à base de carbono. Também deve-se considerar outros aspectos, tais como custo, facilidade em obtê-lo, alta condutividade, grande área superficial, baixa reatividade química, boa razão de transferência de elétrons e facilidade dos microrganismos se aderirem à sua superfície. Outros materiais que podem ser utilizados são o aço inoxidável, o ouro e o titânio.

No cátodo ocorrem fenômenos semelhantes para a redução da MO. Ele pode ser um meio abiótico ou biótico, em que o cátodo atuará como doador de elétrons. Pode-se utilizar substâncias químicas em seu meio para facilitar a redução, tal como H_2O_2 , Pt, MnO_2 . O O_2 atmosférico também pode atuar como agente oxidante, produzindo água como produto da redução, o que faz das CCMs uma fonte de energia limpa. No caso dos cátodos bióticos ou biocátodos, podem ser utilizados microrganismos como agentes oxidantes (He *et al.*, 2017; Ramya; Kumar, 2022).

Materiais baseados em carbono também demonstram um bom desempenho para a construção do cátodo. Deve-se escolher materiais que, em associação com os materiais do ânodo, produzam um alto potencial redox. Ainda podem ser utilizados catalisadores na câmara catódica para aumentar o desempenho da CCM (Drendel *et al.*, 2018).

Assim como nas células galvânicas, as CCMs podem necessitar de um meio trocador de cargas para manter o equilíbrio químico e seu funcionamento (Ramya; Kumar, 2022). Esse meio pode ser através da tradicional ponte salina, porém Min; Cheng; Logan (2005) e Ramya; Kumar (2022) observaram que seu emprego, em comparação com uma membrana trocadora de prótons (MTP), gera cerca de 15 vezes mais resistência durante a troca de cargas e produz uma deposição de sal no interior da câmara anódica. Logan (2009) aponta que para CCMs de câmara única não é necessária a utilização de uma MTP, porém, nas CCMs de câmara dupla (Ramya; Kumar, 2022), as MTPs devem estar presentes. No caso de estarem presentes, as MTPs devem ser feitas de materiais inertes, que facilitem a troca de cargas e dificultem a difusão de oxigênio no interior da câmara anódica. O crescimento de biofilme na superfície da membrana diminui sua eficiência. Vilas Boas *et al.* (2019) observaram que membranas com áreas e espessuras menores são mais eficientes na produção de energia e remoção de

DQO, pois diminuem a difusão do oxigênio e têm menor resistência na troca de cargas. O acúmulo de prótons pode ocasionar a queda do pH, prejudicando as bactérias do meio que precisam estar em uma faixa próxima da neutralidade (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021).

4.1 Modelos de CCMs

Há vários modelos estruturais de CCM com ampla aplicação, mas serão abordados apenas três. Para Slate *et al.* (2019) e Vilas Boas *et al.* (2019), a estrutura é um fator importante que pode aumentar ou diminuir a produção de eletricidade. Muitas estruturas de CCM são estudadas atualmente visando a produção de biocombustíveis ou remediações de áreas contaminadas. Outras estruturas são construídas com câmaras anódicas e catódicas em série, como também podem se utilizar da associação com algas para aumentar seu desempenho, ou ainda podem utilizar da atividade microbológica de sedimentos e da camada bentônica de corpos hídricos (Drendel *et al.*, 2018).

O modelo de CCM de câmara única (Figura 3a) é o mais simples, pois não há necessidade de uma câmara especial para o cátodo, ele fica exposto diretamente na atmosfera. É um modelo de baixo custo, porém o oxigênio pode se difundir para o interior do ânodo com maior facilidade, através do MTP (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021; Obileke *et al.*, 2021).

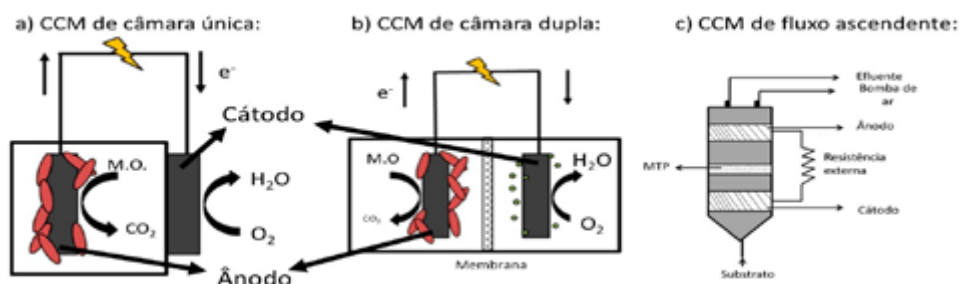


Figura 3 – CCM de câmara única (a), CCM de câmara dupla (b) e CCM de fluxo ascendente (c).

Fonte: Adaptado de Drendel *et al.* (2018) e Ramya; Kumar (2022).

O modelo de câmara dupla, representado na Figura 3b, conta com dois compartimentos (um para o ânodo e o outro para o cátodo), que são separados por uma membrana trocadora de prótons. Essa estrutura produz menores quantidades de energia por sua complexidade e alta resistência interna (Malekmohammadi; Mirbagheri, 2021; Obileke *et al.*, 2021).

Outro modelo importante é o que utiliza um fluxo ascendente, no qual o substrato alimenta a CCM pela parte inferior, e o fluxo passa primeiro pelo cátodo, depois pela MTP e, por fim, no ânodo. Não há uma separação impermeabilizante entre os polos, havendo mistura entre o fluido anódico e catódico, como mostra a Figura 3c. Essa estrutura permite o crescimento aderido aos eletrodos, no entanto, o meio se encontra em um estado predominantemente fluidificado (Nawaz *et al.*, 2022; Ramya; Kumar, 2022).

5 CONCLUSÕES

São notáveis as características semelhantes entre os FAs e as CCMs, como também é possível notar algumas divergências entre essas tecnologias. Além da semelhança básica entre eles, em que ambos operam sob condições anaeróbias, também se observou que:

- O fluxo hidráulico desempenha um importante papel na qualidade do tratamento de efluente para os FAs e para a produção de eletricidade nas CCMs. As duas tecnologias têm um melhor desempenho com fluxos contínuos e TDHs superiores a 8 horas.
- Ambos os sistemas utilizam de biomassa aderida em sua operação, e é importante obter um suporte com a maior área específica possível. No entanto, não há limitações quanto aos materiais que podem ser utilizados como meio suporte nos FAs.
- As duas tecnologias necessitam ser operadas em uma faixa de pH próxima à neutralidade.

- O ciclo metabólico da comunidade bacteriana fermentativa permite que o acetato produzido durante a acetogênese atue como um bom substrato para as bactérias exoeletrogênicas, produzindo um mutualismo entre elas.
- Ambos os reatores operaram com maior eficiência na mesma faixa de temperatura (entre 25°C e 30°C).
- Os modelos de CCM de fluxo ascendentes se assemelham muito à operação de um FA de fluxo ascendente.
- Os sistemas de células microbianas proporcionam maior produção de metano.

Dados os aspectos operacionais e estruturais semelhantes entre essas tecnologias, é possível que ambos os sistemas possam trabalhar de forma integrada, compondo um reator anaeróbio de leito fixo com a produção de energia direta e indireta. Essa junção de tecnologias pode representar um novo avanço no caminho da sustentabilidade em nossa sociedade.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Almeida TS; **Metodologia:** Almeida TS, Barana AC, Marcon LRC; **Redação – primeira versão:** Almeida TS; **Redação – revisão e edição:** Almeida TS; **Supervisão:** Barana AC, Marcon LRC.

7 AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Profa. Dra. Ana C. Barana e dr. Lucas R. C. Marcon, pela orientação no desenvolvimento deste trabalho, bem como suas colaborações, sem as quais não teria sucesso nesta pesquisa.

Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pelo financiamento através do seu programa de bolsas de pós-graduação.

8 REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, G. M. *et al.* Avaliação experimental e modelagem matemática de filtros anaeróbios como alternativa de baixo custo para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 687-696, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016134641>
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969**: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.
- BAETTKER, E. C. *et al.* Materiais alternativos como meio suporte de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 6, p. 1091-1102, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018170758>
- CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. London: IWA, 2015. v. 6, 188 p.
- DRENDEL, G. *et al.* Microbial Fuel Cells, Related Technologies, and Their Applications. **Applied Sciences**, Basel, v. 8, n. 12, p. 1-18, 2018. <https://doi.org/10.3390/app8122384>
- FENG, L. *et al.* Pilot-Scale Anaerobic Digestion of By-Product Liquid (Brown Juice) from Grass Protein Extraction Using an Un-Heated Anaerobic Filter. **Process Safety and Environmental Protection**, Amsterdam, v. 146, p. 886-892, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.12.026>
- FORESTI, E. *et al.* **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- HE, L. *et al.* Advances in Microbial Fuel Cells for Wastewater Treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 71, p. 388-403, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.069>
- JUNQUEIRA, L. C. U.; SILVA FILHO, J. C. **Biologia celular e molecular**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.
- KUNZ, A. *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera; Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.
- LANGONE, M. *et al.* Anaerobic Digestion of Blood Serum Water Integrated in a Valorization Process of the Bovine Blood Treatment. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 120, p. 1-8, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.015>
- LEMMER, A.; KRÜMPPEL, J. Demand-Driven Biogas Production in Anaerobic Filters. **Applied Energy**, Amsterdam, v. 185, p. 885-894, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.10.073>
- LOGAN, B. E. Scaling Up Microbial Fuel Cells and Other Bioelectrochemical Systems. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 85, n. 6, p. 1665-1671, 2009. [10.1007/s00253-009-2378-9](https://doi.org/10.1007/s00253-009-2378-9)
- MAHADEVAN, A.; GUNAWARDENA, D. A.; FERNANDO, S. Biochemical and Electrochemical Perspectives of the Anode of a Microbial Fuel Cell. *In*: WANG, Chin-Tsan. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**. London: IntechOpen, 2014. p. 13-32.
- MALEKMOHAMMADI, S.; MIRBAGHERI, S. A. A Review of the Operating Parameters on the Microbial Fuel Cell for Wastewater Treatment and Electricity Generation. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 84, n. 6, p. 1309-1323, 2021.
- MIN, B.; CHENG, S.; LOGAN, B. E. Electricity Generation Using Membrane and Salt Bridge Microbial Fuel Cells. **Water Research**, Amsterdam, v. 39, n. 9, p. 1675-1686, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.02.002>
- NAWAZ, A. *et al.* Microbial Fuel Cells: Insight into Simultaneous Wastewater Treatment and Bioelectricity Generation. **Process Safety and Environmental Protection**, Amsterdam, v. 161, p. 357-373, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.039>
- OBILEKE, K. *et al.* Microbial Fuel Cells, a Renewable Energy Technology for Bio-Electricity Generation: A Mini-Review. **Electrochemistry Communications**, Amsterdam, v. 125, e107003, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107003>
- PEREIRA, K. L. *et al.* Otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de filtros anaeróbios. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 9, n. 3, p. 283-288, 2014.
- POTTER, M. C. Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B**, v. 84, n. 571, p. 260-276, 1911. <https://doi.org/10.1098/rspb.1911.0073>
- RAMYA, M.; KUMAR, P. S. A Review on Recent Advancements in Bioenergy Production Using Microbial Fuel Cells. **Chemosphere**, Oxford, v. 288, e132512, 2022.
- RODRIGUES, L. S. *et al.* Tratamento de efluentes de abate-douro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 68, n. 1, p. 97-103, 2016. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-7809>
- RUSSEL, J. B. **Química geral**. São Paulo: Makron Books, 1994. v. 2.
- SCHRÖDER, U. Anodic Electron Transfer Mechanisms in Microbial Fuel Cells and Their Energy Efficiency. **Physical Chemistry Chemical Physics**, Cambridge v. 9, n. 21, p. 2619-2629, 2007.
- SILVA, P. C.; CAMPOS, C. M. M. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade de tratamento para efluente de suinocultura. **Ambiência**, Guarapuava, PR, v. 14, n. 3, 2018.
- SLATE, A. J. *et al.* Microbial Fuel Cells: An Overview of Current Technology. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**,

Amsterdam, v. 101, p. 60-81, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.044>

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017. v. 1.

TONETTI, A. L. *et al.* **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas**: referencial para a escolha de soluções. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2018. 153 p.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiology**: An Introduction. San Francisco: Pearson Benjamin Cummings, 2010.

VILAS BOAS, J. *et al.* Optimization of a Single Chamber Microbial Fuel Cell Using *Lactobacillus pentosus*: Influence of Design and Operating Parameters. **Science of the Total**

Environment, Amsterdam, v. 648, p. 263-270, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.061>

WANG, C. T. Flow Control in Microbial Fuel Cells. *In*: WANG, Chin-Tsan. **Technology and Application of Microbial Fuel Cells**. London: IntechOpen, 2014. 98 p.

YAN, X. *et al.* Enhanced Straw Fermentation Process Based on Microbial Electrolysis Cell Coupled Anaerobic Digestion. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 44, p. 239-245, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2021.05.020>

ZHOU, H.; XU, G. Integrated Effects of Temperature and COD/N on an Up-Flow Anaerobic Filter-Biological Aerated Filter: Performance, Biofilm Characteristics and Microbial Community. **Bioresource Technology**, Barking, v. 293, e122004, 2019.

Produção de biogás e energia elétrica a partir do tratamento de efluente da palma de óleo por lagoas anaeróbias


Biogas and electricity production from the treatment of oil palm effluent by anaerobic lagoons


- **Data de entrada:**
23/04/2023
- **Data de aprovação:**
03/07/2023


Ana Rosa Bezerra Cardoso^{1*} | Rui Guilherme Cavaleiro de Macedo Alves² | Ernildo César da Silva Serafim¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.039>

ORCID ID

Cardoso ARB  <https://orcid.org/0000-0003-4875-6408>

Alves RGCM  <https://orcid.org/0000-0003-4505-7804>

Serafim ECS  <https://orcid.org/0009-0003-5726-8171>

Resumo

O resíduo líquido da extração de óleo de palma, chamado *palm oil mill effluent* (POME), tem alto acúmulo de matéria orgânica, sendo uma fonte de energia renovável. Por essa razão, objetiva-se avaliar a produção de biogás a partir do fruto do dendê em uma lagoa anaeróbia coberta, que foi implantada por uma indústria do estado do Pará para aproveitamento energético. Para isso, levantaram-se dados do processo industrial, do tipo de tratamento de efluente e da conversão do resíduo em um novo produto. Visitas foram feitas na indústria para que se tivesse uma noção da operação do sistema e da captação do biogás e sua conversão em energia elétrica. Os principais parâmetros para controle operacional da lagoa são: demanda química de oxigênio (DQO), pH e temperatura. O valor médio do pH foi de 7,43, e o da temperatura foi de 38,3°C, com uma carga orgânica volumétrica (COV) de 24,73 kgDQO/m³.dia, com eficiência de remoção de DQO de 91% e produção média de 139,04 m³/dia de metano. O metano gerou uma média de 28,01 MWh de energia elétrica, utilizada para alimentação da planta industrial.

Palavras-chave: Biogás. Digestão anaeróbia. Energia renovável.

Abstract

The liquid residue from palm oil extraction, called palm oil mill effluent (POME), has a high accumulation of organic matter (a source of renewable energy). Thus, the objective of this study is to evaluate the production of biogas from the palm fruit in a covered anaerobic lagoon implemented by a plant in the state of Pará for energy use. For this, data on the industrial process, the type of effluent treatment, and the conversion of waste into a new product were collected. Visits were made to the plant to understand the operation of the system, capturing biogas and converting it into electricity. The main parameters for operational control of the lagoon were chemical oxygen demand (COD), pH, and temperature. The average values obtained for pH totaled 7.43; for temperature, 38.30°C; and for organic volumetric loading, 24.73 kgCOD/m³.day, with a COD removal efficiency of 91% and an average methane production of 139.04 m³/day. The generated methane averaged 28.01 MWh of electricity that was used to power the industrial plant.

Keywords: Biogas. Anaerobic digestion. Renewable energy.

¹ Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMAS (SAGAT) – Belém – Pará – Brasil

² Universidade Federal do Pará – Belém – Pará – Brasil

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

1 INTRODUÇÃO

A energia é um dos vetores básicos de infraestrutura necessária ao desenvolvimento humano (Oliveira, 2015). No Brasil, em função do crescimento populacional, a demanda por energia vem crescendo. Fontes de energia renováveis e de biocombustíveis recebem cada vez mais atenção como substitutos dos combustíveis fósseis. As biomassas vegetais e animais têm características semelhantes quando o assunto é aproveitamento energético. (Silva; Trevisan, 2019).

As principais formas de conversão energética são: (1) combustão direta – com ou sem processos físicos de secagem, classificação, compressão, corte/quebra; (2) processos termoquímicos – gaseificação, pirólise, liquefação e transesterificação; e/ou (3) processos biológicos – digestão anaeróbia e fermentação (Pereira *et al.*, 2015).

A Amazônia é uma grande produtora de biomassa, e, entre as culturas produzidas, o dendê (*Elaeis guineenses*), também conhecido como palma de óleo, é um destaque. Essa palmeira oleaginosa de origem africana foi introduzida no Brasil por volta do século XVI, por ocasião do tráfico negreiro (Pandolfo, 1981 *apud* Oliveira, 2015).

O biogás é uma alternativa viável de conversão energética e tem sido produzido a partir de biomassa e/ou da fração biodegradável de resíduos, que pode ser purificado até a qualidade do gás natural para utilização como biocombustível. Uma proposta moderna é o uso da biomassa proveniente do dendê para a produção de biogás, com altas probabilidades de efetiva implantação devido ao aumento da produção dessa palma no estado do Pará (Brown; Jacobson, 2005; FAO, 2015). O estado do Pará tem condições favoráveis à plantação de dendê, em função do clima, da umidade e da temperatura, que facilitam o desenvolvimento dessa planta, além de incentivos de políticas públicas à sua produção (Furlan Júnior, 2006; Müller; Alves, 1997).

O dendê se desenvolve bem em regiões tropicais, com clima quente e úmido (Furlan-Júnior, 2006). Em se tratando do mercado mundial, a Malásia representa o maior produtor de óleo de dendê, com cerca de 2,5 milhões de hectares de área cultivada, movimentando US\$ 9 bilhões/ano e gerando, na zona rural, mais de 250.000 empregos diretos.

O fruto do dendê produz dois tipos de óleos, que são obtidos através de processos físicos, pressão e calor: (1) o óleo de dendê ou de palma, que é extraído do mesocarpo, a parte externa do fruto; e (2) o óleo de palmiste, extraído da semente do fruto e que é similar aos óleos de coco e babaçu. Cada hectare de plantio de dendê produz, anualmente, de 0,4 a 0,6 toneladas desse óleo, o que representa um importante volume produtivo (Abrapalma, 2000).

O dendê pode ser utilizado em diversos processos industriais, como nas indústrias cosméticas e alimentícias (Müller; Alves, 1997) e para recursos energéticos, como na produção de biocombustível (Anderson, 2008; Kongsager; Reenberg, 2012; Alves *et al.*, 2013) a partir do POME (*Palm Oil Mill Effluent*), como é denominado o efluente do fruto do dendê após o processo industrial (Teixeira, 2019). Esse efluente contém uma elevada carga de matéria orgânica, condição ideal para a produção de biogás.

Após o processamento do fruto de dendê na indústria, gerando o POME, este é direcionado para o sistema de tratamento, momento em que se inicia o processo de produção de biogás, que consiste no seu isolamento, para que não ocorra o contato com o oxigênio presente na atmosfera. O POME é recebido em um biodigestor isolado, visto que os microrganismos anaeróbios são responsáveis pela produção dos gases e, como o próprio nome diz, trabalham na ausência do oxigênio. Durante esse processo é importante o controle de alguns parâmetros, como temperatura, pH, alcalinidade, quantidade de sólidos,

entre outros. Uma forma de melhorar as condições necessárias para a produção de biogás é a implantação de recirculação de lodos, agitação e remoção do excesso de lodo produzido ao longo do processo. Assim, todo o processamento deve ser acompanhado e controlado para ter as condições ideais ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, resultando em equilíbrio dinâmico no sistema, o que gera maior eficiência na produção do biogás.

Esse biogás pode conter impurezas, como substâncias que conferem características corrosivas, que é o caso do sulfeto de hidrogênio (H_2S), comumente chamado de gás sulfídrico, e água (Roratto *et al.*, 2014), e por esse motivo precisa ser purificado para poder ser utilizado para gerar energia.

Ante a todos os fatores citados, sendo o Estado do Pará o maior produtor de frutos de palma no Brasil, tendo o efluente das indústrias produtoras de palma uma fonte de elevada matéria orgânica que é tratada como um problema de destinação adequada, há questionamentos se o resíduo líquido do dendê é realmente uma alternativa viável como fonte de energia renovável. Diante de tal questionamento, este estudo de caso propõe-se a verificar se o POME tem potencial de produção de biogás necessário para a geração de energia de uma indústria no estado do Pará.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o processo de produção de biogás, a partir do fruto do dendê, em uma lagoa anaeróbia coberta em uma indústria do estado do Pará, para aproveitamento energético.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a geração de biogás em relação ao tratamento realizado em uma lagoa anaeróbia coberta de uma indústria produtora de óleo de palma.

- Caracterização do efluente e do biogás obtido no sistema de produção adotado.
- Verificar a geração de energia elétrica produzida pela biomassa e a viabilidade de sua utilização a partir da geração de energia produzida.

3 METODOLOGIA

O sistema de tratamento de efluente com a finalidade de produzir biogás para aproveitamento energético estudado neste trabalho opera em escala real, tratando o efluente de uma indústria de extração de óleo de palma no Estado do Pará.

Para um melhor entendimento, apresenta-se o conceito do processo de digestão anaeróbia. A digestão anaeróbia é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular (O_2) e sob a ação de uma associação de microrganismos (fungos, protozoários e, principalmente, bactérias anaeróbias e facultativas) que transformam a matéria orgânica solubilizada, ou em estado semilíquido (lodo), em biogás, constituído, sobretudo, de gás metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2) (Alves, 2007).

Segundo Cabral (2016), na digestão anaeróbia, diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas. Para que os processos metabólicos da digestão anaeróbia ocorram, é necessária a atividade conjunta de ao menos três grupos de microrganismos distintos: as bactérias fermentativas ou acidogênicas, as bactérias sintróficas acetogênicas e os microrganismos metanogênicos. Esses grupos microbianos e os processos metabólicos podem ser visualizados na Figura 1.

Para a fundamentação dos estudos a serem apresentados nesta obra, foram realizados levantamentos bibliográficos em revistas científicas, artigos, sites especializados e livros no que concerne ao tema

a ser discutido, além das informações referentes ao processo de licenciamento ambiental consultado à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS) para a implantação do sistema em operação, a partir do qual foram levan-

tadas informações como: dados sobre a empresa a ser estuda, o processo industrial, o tipo de tratamento de efluente utilizado, a transformação de resíduo líquido em um novo produto, que foram fundamentais para o desenvolvimento deste estudo.

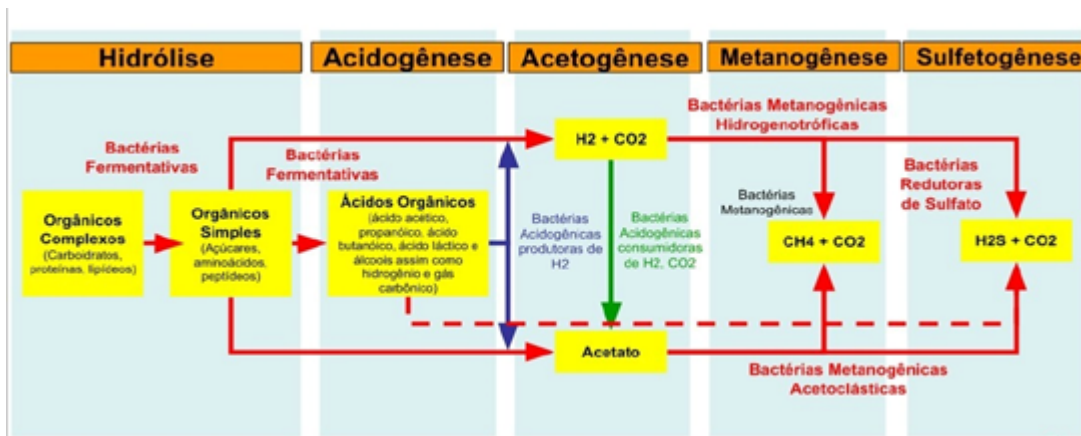


Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato).

Ocorreram ainda visitas à indústria para conhecimento das instalações e acompanhamento da operação do sistema com o funcionamento dos equipamentos utilizados para a captação do biogás e transformação em energia.

Foram analisados os dados referentes aos parâmetros DQO, pH, temperatura e acompanhado o controle operacional realizado. O período analisado é de maio de 2021 a abril de 2022.

A indústria em estudo está localizada no Município de Moju, no estado do Pará, nas coordenadas geográficas 1°59'21.01”S e 48°36'23.17”O, como apresentado na Figura 2. Ela produz, em média, 165 ton/dia de óleo; tem uma área total de 13.000 ha e 9.069,75 km² de área construída; e funciona 12 meses/ano, 25 dias/mês e 16 a 20 horas/dia, em sistema de turnos. O sistema de tratamento ocorre através de lagoa anaeróbia coberta, como complemento ao tratamento de efluentes e com a finalidade de produção de biogás para geração

de energia, visto que anteriormente o efluente era destinado somente à fertirrigação.

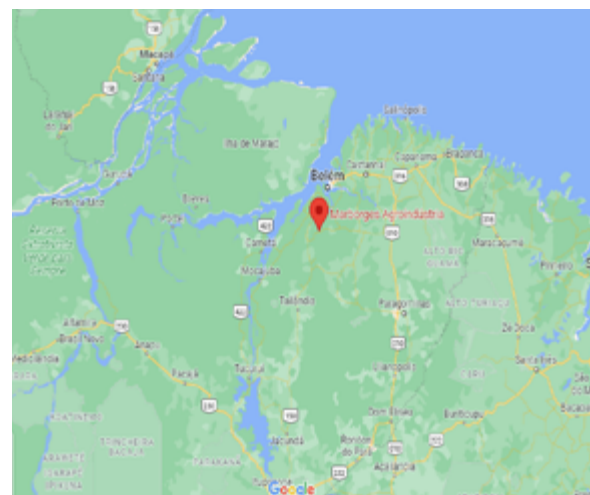


Figura 2 – Localização geográfica da indústria.

Fonte: Google Maps, 2022.

A Figura 3 apresenta um *layout* de locação da indústria, com destaque para a localização do sistema de tratamento por lagoa anaeróbia coberta para a produção de biogás.



Figura 3 – Visualização da área industrial. Em destaque, a localização da Lagoa Anaeróbia no sítio da indústria.

Fonte: Pará, 2018.

O sistema da Unidade Produtora de Biogás (UPB) é composto por uma torre de resfriamento, pois o efluente vem do processo em temperatura entre 60 e 90 °C (Figura 4); uma lagoa anaeróbia impermeabilizada e coberta (Figura 5), com um sistema de agitação e recirculação do efluente e monitorada por uma central de controle automatizada que acompanha o funcionamento da lagoa, a geração de biogás e a geração e distribuição de energia;

sensores de leitura instantânea registram os parâmetros pH e temperatura (Figura 6); um aparelho de leitura do biogás, por meio do equipamento portátil denominado analisador de gás, marca LANDTEC, modelo GA5000 (Figura 7), que acompanha a eficiência do lavador de gases para o controle do gás sulfídrico ou Sulfeto de Hidrogênio (H_2S), bem como realiza a leitura da produção dos outros gases que compõem o biogás (CO_2 , O_2 , CH_4) e o teor de H_2O .



Figura 4 – Torre de resfriamento.



Figura 5 – Lagoa coberta.



Figura 6 – Leitor instantâneo.

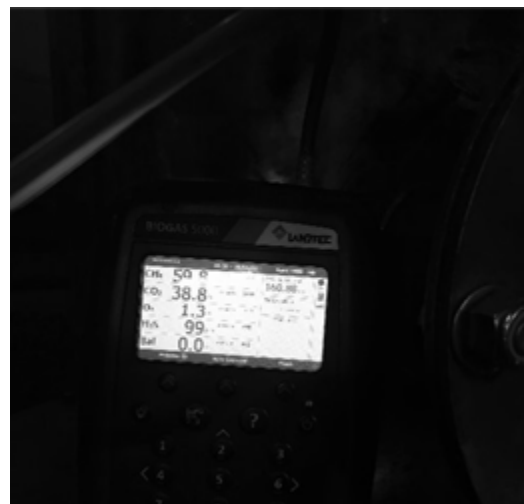


Figura 7 – Analisador de gás.

O sistema apresenta ainda um dessulfurizador, que é uma torre de lavagem biológica que permite a remoção dos compostos corrosivos, também chamado de lavador de gases (Figura 8). A purificação do gás foi acompanhada e controlada através de registros realizados diariamente em uma planilha que continha informações referentes

a esses gases, antes e depois da lavagem, com registro dos seus percentuais. Após a purificação o biogás é direcionado por tubulação ao gerador de energia (Figura 9), que segue ao transformador, para redução de tensão, sendo posteriormente a energia levada à linha de transmissão que segue até alimentação para a indústria.



Figura 8 – Lavador de gases.



Figura 9 – Geradores de energia.

A lagoa anaeróbia construída apresenta dimensões de 84x32x5 metros de profundidade, com volume de 13.000 m³ e capacidade para tratamento de 40 m³/h; é coberta e revestida com

geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) com espessura de 1,5 mm, com ancoragem na lateral de ambas as mantas em um sistema de vala perimetral, e as membranas são soldadas

juntas sob pressão e tensão, garantindo a hermeticidade do biodigestor. A cobertura é para o aprisionamento do biogás gerado, e o revestimento é para evitar a percolação do efluente para o solo; tem ainda um sistema de drenagem da água pluvial que circunda todo o perímetro da lagoa. Apresenta tubulações hidráulicas internas em PEAD de 125 mm para realizar a recirculação e agitação do material para a mistura do efluente

bruto com o recirculado em digestão. O bombeamento é controlado por sensores de pressão manejados por um sistema de supervisão por radiofrequência, o qual tem supervisão de operação em campo, tendo, no sistema de agitação e recirculação, o alcance de uma performance de redução de DQO bruta do POME em 85%. (Pará, 2018). Nas Figuras 10 e 11 mostra-se um desenho esquemático da lagoa anaeróbia coberta.

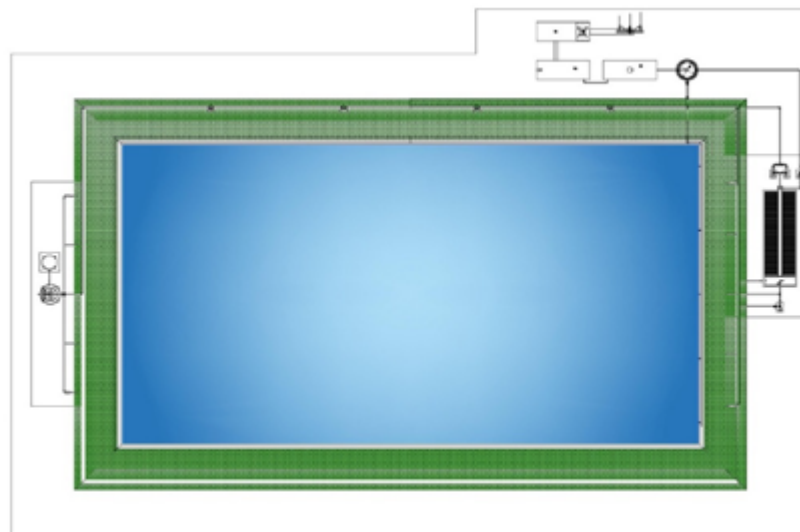


Figura 10 – Desenho esquemático da lagoa coberta, vista superior.



Figura 11 – Desenho esquemático da lagoa coberta, corte longitudinal.

A partida da lagoa foi realizada no mês de fevereiro/2021, com a inoculação de 3.000 m³ de efluente advindo do tratamento por lagoas de outra indústria que desenvolve a mesma atividade na vizinhança, sendo essa inoculação realizada em duas etapas: primeiro um volume inicial de

1.500 m³ e, posteriormente, mais 1.500 m³, sendo o volume útil da lagoa de 13.000 m³ e o tempo de detenção hidráulica de 45 dias. Após a inoculação total do esgoto já em processo de digestão, foi iniciado o teste de comissionamento dos equipamentos (Pará, 2018).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Visto que na indústria estudada ocorre a extração tanto do óleo bruto como o de palmiste, que é o óleo da amêndoa do fruto do dendê, descrever-se-á uma pequena redação para o entendimento do processo. Para extrair o óleo de Palma, os cachos de frutos são recebidos e levados até o esterilizador, a uma temperatura de 143 °C, permanecendo lá por 20 a 45 minutos para o seu completo cozimento/esterilização. No debulhador é realizada a retirada do fruto do cacho. Os frutos são encaminhados a três digestores (aqui entra a água aquecida para auxiliar na formação da pasta que será prensada) e, posteriormente, são direcionados às prensas, que fazem a extração do óleo bruto do fruto, que passa por duas peneiras (uma circular e outra retangular). O óleo é bombeado para o tanque pulmão, seguindo para as centrífugas de três fases (tridecanter),

sendo esta fase denominada de clarificação – que separa o óleo, o líquido e o sólido (borra). O produto, o óleo bruto de palma, é armazenado para comercialização; o sólido é vendido para a produção de ração animal; e o líquido é destinado ao *fatpit* (tanque com chicanas) para reaproveitar o óleo que possa ter passado; posteriormente, esse líquido (denominado POME) vai para o sistema de tratamento de efluentes. (Pará, 2018). Já o óleo de palmiste, após a separação das amêndoas e seu polimento, segue para os quebradores de nozes (que separam as cascas das amêndoas). Posteriormente, as amêndoas são cozidas e prensadas, e ocorre a separação da torta de amêndoa e o óleo de palmiste; neste processo de extração do óleo de palmiste não são geradas águas residuárias (Pará, 2018). A Figura 12 apresenta o fluxograma do processo de produção da indústria.



Figura 12 – Fluxograma do processo produtivo.

Fonte: Indústria, 2022.

Todo o efluente líquido, após passar pelo aproveitamento de óleo no *fatpit* que é um tanque com chicanas, é enviado para o sistema de tratamento

de efluente por meio das lagoas, para captura do biogás e geração de energia, conforme mostra a Figura 13.



Figura 13 – Fluxograma do processo de tratamento na lagoa anaeróbia e a utilização dos subprodutos.

Os valores médios da caracterização do efluente bruto que alimenta a lagoa anaeróbia são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros da caracterização do efluente bruto (mais relevantes ao processo de digestão anaeróbia).

PARÂMETROS	VALORES
Temperatura	60 °C
pH	4,28
DBO	22.230,00 mg/L
Óleos e graxas vegetais mais gorduras animais	3.139,00 mg/L
Sólidos sedimentáveis	850 mL/L

Fonte: Pará, 2018.

Destaca-se o registro da temperatura de 60 °C, pH de 4,2 e DBO₅ 22.230,00 mg/L, sendo possível observar que nas análises físico-químicas do efluente bruto encontra-se um pH ácido e uma temperatura elevada, o que precisa ser corrigido para que haja condições favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios que irão realizar a produção do biogás.

Apesar da cultura do dendê ser perene, acontecem variações na produtividade ao longo do ano, tendo meses com mais frutos e outros meses

com menos frutos disponíveis para a utilização na indústria, ocorrendo, assim, uma oscilação na geração de efluentes, visto que a indústria terá períodos com volume de produção variada, o que ocorrerá também na produção de seus resíduos, incluindo a geração do efluente bruto, influenciando na produção do biogás e na geração de energia. A Figura 14 mostra a variação da geração de efluentes da indústria estudada no período de maio/2021 a abril/2022.

A caracterização do biogás é importante para conhecer a composição do gás gerado a partir do POME. Na figura 15, apresenta-se a caracterização do biogás a partir do POME, com a média da geração dos gases presentes nos últimos 12 meses a partir do início da operação.

A presença do sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico pode interferir na metanogênese e, conseqüentemente, na formação de metano, comprometendo a produção de biogás, gerando menos energia. A produção do gás sulfídrico também interfere na vida útil dos equipamentos por ser corrosivo. A indústria promove a sua remoção através de um lavador de gases (desulfurizador) e utiliza o enxofre para adubar a plantação de dendê.

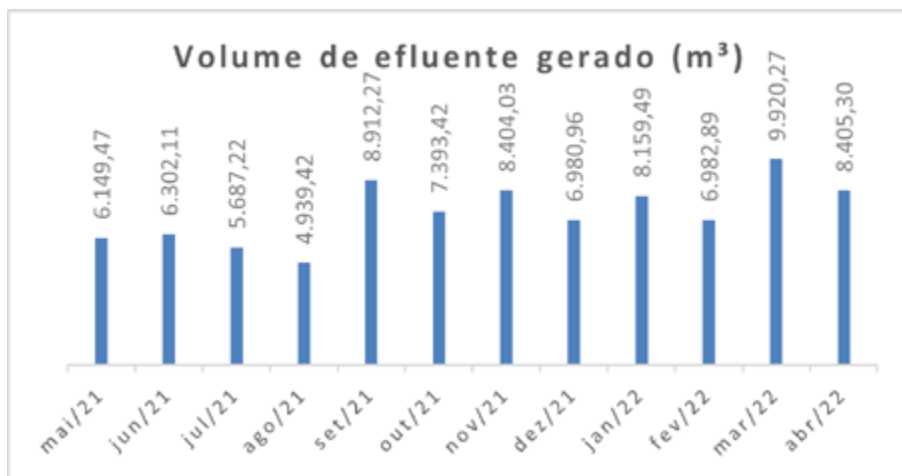


Figura 14 – Volume de efluentes gerados no período de maio/2021 a abril/2022.

Fonte: Indústria, 2022.

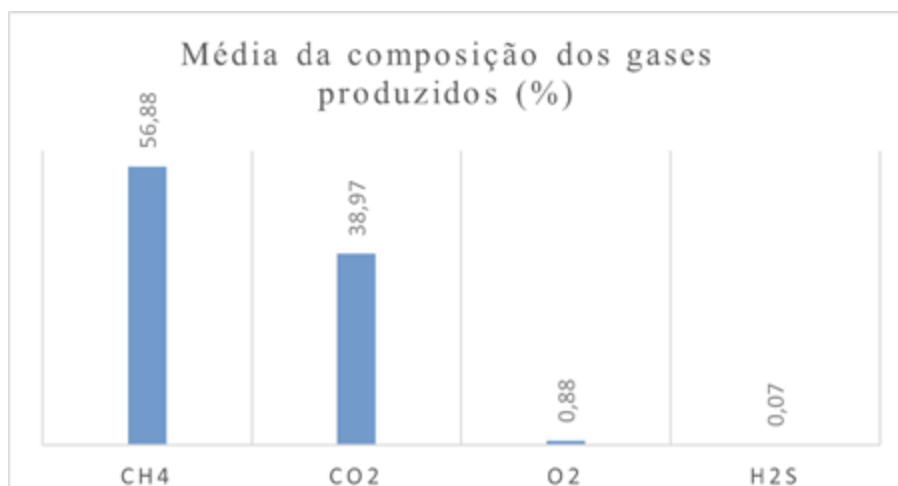


Figura 15 – Caracterização do biogás a partir do POME, com a média da geração dos gases presentes nos últimos 12 meses.

Fonte: Indústria, 2022.

Os registros dos dados operacionais apresentam os parâmetros controlados e acompanhados no sistema automatizado. Os parâmetros controlados e acompanhados diariamente são: pH e temperatura, sendo dois fatores preponderantes de controle para produção do biogás. Os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio DBO (somente na entrada) e DQO (na entrada e na

saída da lagoa anaeróbia coberta) são realizados uma vez por semana nas dependências do laboratório que faz parte da estrutura da UPB. Esses registros são apresentados na Tabela 2.

Para o controle da temperatura, o efluente passa por uma torre de resfriamento antes de adentrar na lagoa, visto sua elevada temperatura ao sair do

processo produtivo; o pH é controlado por meio da recirculação com o substrato do interior do digestor fazendo uma mistura e agitação no interior da lagoa, melhorando as condições do substrato para a realização da digestão anaeróbia e tentando

chegar ao máximo às condições mesofílicas, para melhor produzir o biogás. Como já mencionado, as análises de determinação de DBO e DQO são realizadas uma vez por semana, para acompanhar o desenvolvimento da eficiência no interior da lagoa.

Tabela 2 – Valores médios mensais dos parâmetros controlados.

Parâmetro/ Período	DQO Entrada (mg/L)	DQO Saída (mg/L)	DBO Entrada (mg/L)	pH Entrada	Temperatura Entrada (°C)
Maio/2021	109.510,00	-	36.503,33	7,00	37,59
Junho/2021	98.614,00	2.938,00	32.871,33	7,23	38,36
Julho/2021	104.545,00	3.366,00	34.848,33	7,36	39,87
Agosto/2021	105.590,00	8.064,67	35.196,67	7,49	41,72
Setembro/2021	100.097,00	15.065,33	33.365,67	7,76	40,80
Outubro/2021	144.756,00	11.295,00	48.252,00	7,81	39,85
Novembro/2021	107.782,00	10.980,00	35.927,33	7,47	38,53
Dezembro/2021	124.424,00	19.266,33	41.474,67	7,48	38,91
Janeiro/2022	109.340,00	9.710,00	36.446,67	7,50	36,96
Fevereiro/2022	112.345,00	7.083,00	37.448,33	7,46	36,54
março/2022	110.254,00	5.273,33	36.751,33	7,38	34,85
Abril/2022	84.517,00	15.950,00	28.172,33	7,18	35,65

Fonte: Indústria, 2022.

Nos valores de DBO e DQO apresentados na Tabela 2, observa-se que a relação DQO/DBO_5 para o POME consta de 3,0, e, segundo Von Sperling, 2017, essa relação está em uma faixa intermediária, que varia entre 2,5 e 4,0 e são consideradas fração de biodegradável não elevada, mas ainda assim com significativa porção de material biodegradável. Contudo, a finalidade do uso do efluente após o tratamento (digestado) não será para lançamento em corpo hídrico e sim para utilização no projeto de fertirrigação da plantação da palma.

A Figura 16 nos traz uma comparação da média dos valores registrados no controle operacional, relacionando-os com os valores de pH na faixa considerada ótima para as condições de desenvolvimento das arqueas metanogênicas, que variam entre 6,6 e 7,4 e produzem um biogás com maiores teores de metano. Observa-se que no acompanhamento do parâmetro pH a operação da lagoa se manteve nas proximidades do pH neutro (7) e numa média de 7,43, permanecendo dentro das faixas de pH ótimo para o crescimento dos microrganismos produtores de metano.

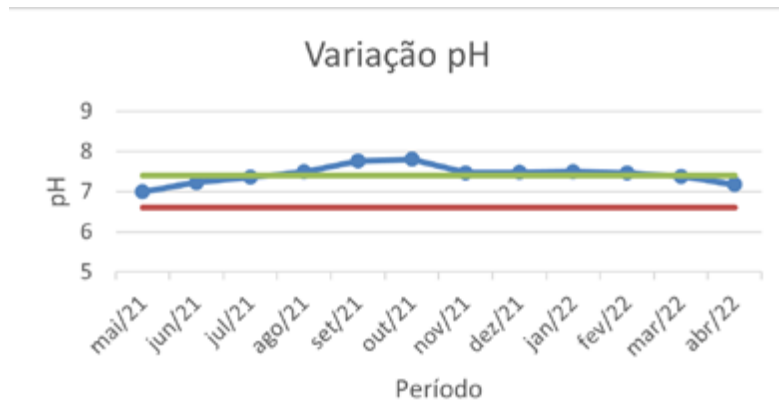


Figura 16 – Valores do pH médio no período de 12 meses comparando com o valor ótimo para operação da lagoa coberta.

No mesmo entendimento, a Figura 17 apresenta os valores médios registrados ao longo de 12 meses da lagoa em operação, visto que a temperatura também é um fator influenciador para o

melhor aproveitamento de produção do metano, em comparação aos valores tidos na literatura como uma faixa de temperatura ótima, que fica em torno de 35 a 40 °C.

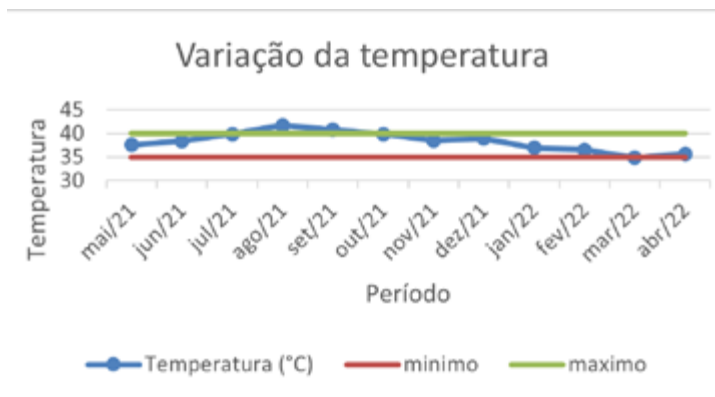


Figura 17 – Temperatura média no período de 12 meses comparando com o valor ótimo para operação da lagoa coberta.

Observa-se que a temperatura de operação ao longo dos 12 meses apresenta-se próxima da faixa de trabalho ótimo da fase mesofílica, em média 38,30°C, que é propícia para melhor produzir metano. A temperatura é controlada, mas poderia ser melhorada com o uso de um sistema de resfriamento mais eficaz.

Tendo como um dos produtos finais a geração de energia elétrica, os registros da produção

começaram a ser realizados a partir do mês de junho/2021, quando os equipamentos já estavam aptos. Na Figura 18, apresenta-se os valores registrados.

O valor gerado no período soma um total de 280,10 MWh. Levando em consideração que a carga instalada da indústria fica em torno de 1500 a 1600 kW, seu consumo pode ser estimado por volta de 800 MWh, com a complementação

de consumo realizada pela indústria por meio de turbina a vapor e concessionária. Os valores apresentados correspondem a uma unidade de

gerador de energia em funcionamento, porém ainda faltam duas unidades entrarem em funcionamento, aumentando a produção de energia.

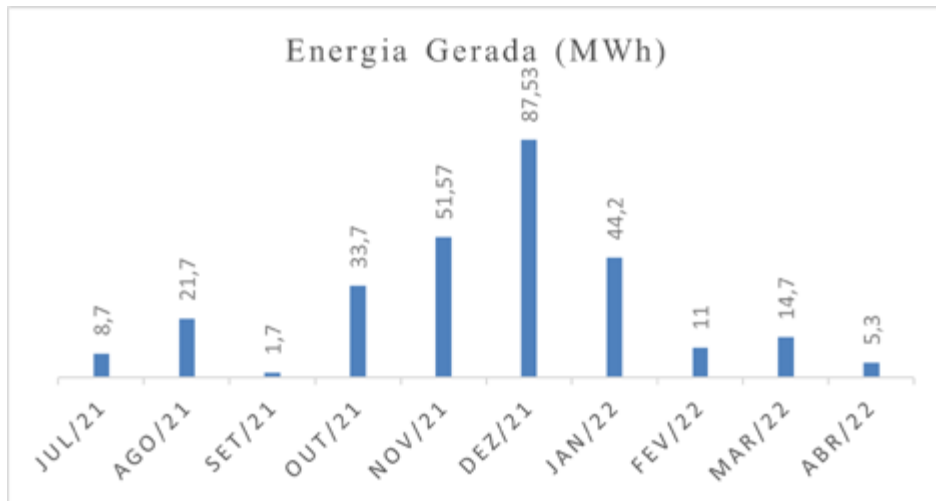


Figura 18 – Valores de geração de energia.

Fonte: Indústria, 2022.

5 CONCLUSÃO

Diante das alegações realizadas nos tópicos anteriores, utilizando a média dos dados apresentados na operação da UPB no período de maio/2021 a abril/2022, o sistema apresentou os seguintes resultados alcançados:

- A lagoa funcionou, em média, com uma COV de 24,73 kgDQO/m³. dia, pH de 7,43 e temperatura de 38,30 °C.
- A lagoa anaeróbia coberta apresentou eficiência de remoção de DQO de aproximadamente 91% e produção média de 139,04 m³/dia de metano no período.
- Um parâmetro importante para avaliar o bom desempenho da digestão anaeróbia é a relação alcalinidade/ácidos voláteis, e esses parâmetros não são acompanhados na operação da lagoa. Recomenda-se a implantação desses parâmetros

para poder antecipar problemas operacionais e otimizar a metanogênese no digestor, com possível maior produção de metano.

- Recomenda-se a redução de óleos e graxas como pré-tratamento, antes do POME ser direcionado para a lagoa anaeróbia coberta.
- O metano produzido diariamente no tratamento do POME da indústria é utilizado para o aproveitamento energético e gerou, no período de 10 meses mencionado, o valor de 28,01 MWh de energia, em média, que foi utilizado para alimentar a planta industrial. O sistema tem capacidade de geração maior, entretanto, equipamentos já instalados que servirão para aproveitar a produção de biogás de maneira ampla ainda devem entrar em funcionamento.

Então, do efluente do processo de beneficiamento da palma de óleo, são extraídos:

- o biogás, para produção de energia elétrica;
- o enxofre, elemento extraído da lavagem dos gases, que é utilizado como nutriente nas plantações de palma;
- após o tratamento na lagoa anaeróbia, o efluente tratado (ou digestado) é utilizado na fertirrigação da plantação de dendê; e
- o lodo excedente gerado, transformado em torta para adubo, também é utilizado nas áreas de plantio.

Assim, o propósito deste trabalho, de apresentar a produção de biogás e a geração de energia a partir do efluente líquido do processo de beneficiamento do fruto da palma de óleo (dendê) em um sistema funcionando em escala real, foi contemplado, sendo viável a utilização desse efluente líquido. Contudo, para um melhor aproveitamento, ajustes podem ser realizados conforme as recomendações sugeridas, todavia, dependerá da necessidade e dos objetivos que a indústria queira atingir.

Dessa forma, observa-se que os resíduos do processo produtivo industrial, denominados agora subprodutos e que antes eram tidos como problemas ambientais, são destinados de maneira adequada e aproveitados de modo sustentável, gerando vários benefícios e agregando valor aos resíduos produzidos.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Cardoso ARB; **Metodologia:** Cardoso ARB e Alves RGCM; **Resultados e discussões:** Cardoso ARB, Alves RGCM e Serafim ECS; **Redação – primeira versão:** Cardoso ARB; **Redação – revisão e edição:** Cardoso ARB, Alves RGCM e Serafim ECS.

7 AGRADECIMENTOS

A Agroindústria Grupo MARBORGES, pelo acolhimento por parte de seu presidente e diretores,

permitindo o acesso às suas instalações e às informações operacionais, repassadas pelo valoroso corpo técnico dessa empresa para a elaboração deste trabalho. Agradecimentos também para a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMAS, por todo apoio recebido.

8 REFERÊNCIAS

ALVES, Rui Guilherme Cavaleiro de Macêdo. **Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processos anaeróbios: operação e avaliação de diversos reatores em escala real**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ALVES, S. A. O. *et al.* Indicadores de sustentabilidade da agroindústria do dendê no estado do Pará. **Energia na Agricultura**, Botucatu, SP, v. 28, n. 4, p. 240-246, 2013. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2013v28n4p240-246>

ANDERSON, J. M. Eco-Friendly Approaches to Sustainable Palm Oil Production. **Journal of Oil Palm Research**, Kajang, p. 127-142, 2008.

BROWN, E.; JACOBSON, M. F. **Cruel Oil: How Palm Oil Harms Health, Rainforest and Wildlife**. Washington, DC: Center for Science in the Public Interest (CSPI), 2005.

CABRAL, Carolina Bayer Gomes. **Avaliação da Produção de Biogás para Fins Energéticos em Reatores Anaeróbios Tratando Esgoto Sanitário**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Statistic Division**, 2015. Disponível em: <http://faostat3.fao.org/home/E>.

FURLAN Júnior J. **Biodiesel: porque tem que ser dendê**. Belém: Embrapa, 2006.

ICLEI – BRASIL. **Manual para aproveitamento do biogás: efluentes urbanos**. São Paulo: ICLEI BRASIL, 2010. v. 2, 77 p.

KONGSAGER, R.; REENBERG, A. **Contemporary Land-Use Transitions: The Global Oil Palm Expansion**. Copenhagen: Global Land Project, 2012.

MÜLLER, A. A.; ALVES, R. M. **A dendeicultura na Amazônia brasileira**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1997.

MÜLLER, A. A.; FURLAN Júnior J.; CELESTINO Filho P. A. **Embrapa Amazônia Oriental e o Agronegócio do Dendê no Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006.

OLIVEIRA, Rosana Cavalcante de. **Metodologia de análise de risco de investimento em projetos de eficiência energética**

com aplicação no aproveitamento da biomassa residual do dendê na Amazônia. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2015.

PARÁ. Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade. **Processo 2018/0000044506.** Belém: Semas, 2018. Disponível em: <https://monitoramento.semas.pa.gov.br/simlam/VisualizarProcesso.aspx?UrlRetorno=ListarProcessos.aspx&id=127103>. Acesso em: ago. 2020.

PEREIRA, M. S. *et al.* Energias renováveis: biogás e energia elétrica provenientes de resíduos de suinocultura e bovinocultura na UFSM. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, RS, v. 19, n. 3, p. 239-247, 2015.

SILVA, A. C. G.; TREVISAN, G. M. Processo de produção e aproveitamento energético do biogás: uma revisão dos sistemas e tecnologias existentes no mercado. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, SE, v. 10, n. 2, p. 197-210, 2019. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.002.0017>.

TEIXEIRA, M. A. Energia e emissões na produção de óleo de palma/dendê (*Elaeis guineensis*): geração e cogeração na indústria de óleo de palma. **AMBIÊNCIA**, Guarapuava, PR, v. 15, n. 1, p. 257-278, 2019.

VON SPERLING, M. E. **Lagoas de Estabilização:** princípios do tratamento biológico de águas residuárias: V. 3. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

Análise do desempenho de valas de infiltração para controle pluvial em cenários de mudanças climáticas: estudo de caso Fortaleza (CE)

Analysis of the performance of infiltration swales for rain control in climate change scenarios: Fortaleza (CE) case study


- **Data de entrada:**
01/07/2022
- **Data de aprovação:**
03/07/2023


Lívia de Oliveira Lima^{1*} | Lucas Daniel de Carvalho Santos² | Taís Maria Nunes Carvalho¹ | Francisco de Assis Souza Filho¹ | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.040>

ORCID ID

Lima LO  <https://orcid.org/0000-0002-0217-8406>

Santos LDC  <https://orcid.org/0000-0002-0108-9401>

Carvalho TMN  <https://orcid.org/0000-0001-8658-9781>

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

Resumo

O manejo de águas pluviais tem papel fundamental no controle dos impactos causados ao ciclo hidrológico, os quais são decorrentes do crescimento urbano desordenado. Porém, medidas de infiltração não são priorizadas, tampouco são considerados os agravantes dos eventos climáticos extremos no dimensionamento de sistemas de drenagem. O objetivo deste artigo é analisar o desempenho de valas de infiltração para reduzir os escoamentos de pico, diante dos possíveis cenários de mudanças climáticas. Com a utilização do software Storm Water Management Model (SWMM), foram realizadas simulações com a implantação de valas de infiltração, considerando duas vias de concentração representativas (RCP 4.5 e RCP 8.5) e seis modelos de circulação global (GCMs): BCC-CSM1, CanESM2, CCSM4, CESM1-CAM5, Inmcm4 e MIROC5. O local especificado para o estudo foi uma sub-bacia da região centro-oeste de Fortaleza (CE). Os resultados mostraram uma redução dos escoamentos de pico inferior a 10% em todos os cenários GCM/RCP, obtendo-se os melhores desempenhos nos modelos MIROC5 e CanESM2, com redução de 9,64% e 9,31% respectivamente. Observou-se ainda que é mais vantajoso e menos oneroso implantar valas apenas na porção da bacia à jusante da lagoa de retenção 01 (LR 01) existente. Dessa forma, a metodologia de incorporação de cenários climáticos GCM e RCP, associada à implementação de medidas compensatórias de drenagem urbana, revela-se como uma boa alternativa a ser considerada no gerenciamento de águas pluviais.

Palavras-chave: Drenagem urbana. Desenvolvimento de baixo impacto. Modelos de circulação global. SWMM.

Abstract

The management of rainwater has a key role in controlling the impacts caused to the hydrological cycle, which result from disordered urban growth. However, infiltration measures are not prioritized, nor are the aggravating factors of extreme weather events considered in the sizing of drainage systems. The objective of this study is

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus Quixadá – Ceará – Brasil

* **Autora correspondente:** livialima.eng@hotmail.com

to analyze the performance of infiltration swales to reduce peak runoff, in the face of possible climate change scenarios. Simulations were carried out using the Storm Water Management Model (SWMM) software, with the implementation of infiltration swales, considering two representative concentration pathways (RCP 4.5 and RCP 8.5) and six global circulation models (GCMs), such as: BCC-CSM1, CanESM2, CCSM4, CESM1-CAM5, Inmcm4, and MIROC5. The study area specified was a sub-basin in the midwest region of Fortaleza (CE). The results showed a peak runoff reduction of less than 10% in all GCM/RCP scenarios, with the best performances observed in the MIROC5 and CanESM2 models, with a reduction of 9.64% and 9.31%, respectively. It was also observed that implementing infiltration swales only in the downstream portion of the existing retention pond 01 (LR 01) is more beneficial and less costly. Thus, the methodology of incorporating GCM and RCP climate scenarios, combined with the implementation of compensatory urban drainage measures, proves to be a good alternative to be considered in rainwater management

Keywords: Urban drainage. Low impact development. Global circulation models. SWMM.

1 INTRODUÇÃO

A evolução do desenvolvimento urbano causou conflitos significativos entre as cidades e o ciclo hidrológico. Segundo Tucci (2002), um dos graves problemas nesse processo de desenvolvimento urbano resulta da expansão – geralmente irregular – que ocorre sobre as áreas dos mananciais de abastecimento humano e compromete a sustentabilidade hídrica das cidades.

Somam-se a isso os cenários de intensificação das chuvas, associados às mudanças climáticas, que provocam o aumento do volume de água escoada e, conseqüentemente, causam impactos associados às cheias urbanas, agravados pela impermeabilização do solo.

Os avanços nos campos da hidrologia urbana e do controle de inundações destacam a utilização de medidas compensatórias em drenagem urbana como uma necessidade para o desenvolvimento sustentável das cidades, que busca sempre uma forma de mitigar e reduzir os impactos do processo de urbanização sobre o ciclo hidrológico (Miguez; Veról; Rezende, 2016).

Nesse contexto, foram desenvolvidos métodos compensatórios de manejo de águas pluviais,

denominados *best management practices* (BMPs), que são constituídos de um planejamento em escala de bacia e da aplicação de dispositivos de armazenamento e infiltração (por exemplo, bacias de retenção, bacias de retenção, pavimentos permeáveis, microrreservatórios, valas e trincheiras de infiltração). Tal abordagem passou a ser recomendada mundialmente a partir da década de 1970, e em alguns municípios brasileiros na década de 2000 (Souza; Cruz; Tucci, 2012).

Miguez, Veról e Rezende (2016) destacam a utilização de medidas que favorecem a infiltração e são importantes no sentido de resgatar aspectos naturais do ciclo hidrológico. A título de exemplo, as próprias valas de infiltração, que têm como principal função transportar o escoamento superficial ao longo de estradas, contribuindo para a redução da sua velocidade. Além disso, elas promovem a redução da descarga de pico, o aumento da infiltração e a melhora da qualidade da água do escoamento, com um custo relativamente baixo.

Atualmente, para o dimensionamento dos sistemas de drenagem de uma cidade, ainda não são considerados os possíveis efeitos das mudanças climáticas, sendo tradicionalmente utilizadas as observações

históricas em condições estacionárias. Desse modo, verifica-se a necessidade de considerar os reflexos que as mudanças climáticas e a consequente intensificação das precipitações têm e terão sobre as infraestruturas de drenagem urbana das cidades (Ramos, 2010).

Segundo Sabóia (2016), a nova e robusta metodologia de dimensionamento do sistema de drenagem urbana, que incorpora possíveis mudanças climáticas, é uma possibilidade a ser considerada, pois integra diferentes projeções geradas por modelos de circulação global (GCMs – *global circulation models*). Tal metodologia ainda utiliza diferentes critérios de tomadas de decisão, baseados nos custos de implantação do sistema de drenagem urbana referente a cada cenário climático.

Os GCMs são algumas das ferramentas mais avançadas disponíveis para estimar a resposta do sistema climático global ao aumento dos níveis dos gases do efeito estufa (Perry *et al.*, 2007). Esses modelos incorporam as expectativas de mudanças nas precipitações com base nas mudanças climáticas, sendo capazes de modelar numericamente os processos físicos da atmosfera, dos oceanos, da criosfera e da superfície terrestre (Sabóia *et al.*, 2017).

Este trabalho tem o objetivo de analisar o desempenho de valas de infiltração para reduzir os escoamentos de pico durante chuvas extremas, em função de diferentes cenários de mudanças climáticas. Para tanto, utilizaram-se o software *Storm Water Management Model* (SWMM) e equações de intensidade, duração e frequência (IDF), para analisar duas vias de concentração representativas (RCP 4.5 e RCP 8.5) e seis GCMs em diferentes situações de implantação.

2 METODOLOGIA

O estudo foi baseado na metodologia utilizada por Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020). Enquanto o referido trabalho estuda a aplicação de cisternas, este analisa a implantação de valas de infiltração.

2.1 Área de estudo

A cidade de Fortaleza, fundada em 13 de abril de 1726, desenvolveu-se às margens do Rio Pajeú. Ao longo dos anos, viu um crescimento acelerado – em grande parte de forma desordenada –, intensificando os problemas acarretados pelas águas pluviais (Souza Filho; Araújo, 2016).

Quanto aos aspectos climáticos, Fortaleza tem um clima tropical, quente e subúmido, com precipitação média anual de 1.338 mm, chuvas concentradas de janeiro a maio e temperatura média diária que varia de 26 a 28°C (Ipece, 2012). O objeto de estudo encontra-se na região centro-oeste de Fortaleza (Figura 1). O sistema de drenagem de águas pluviais possui múltiplos drenos de canal aberto e duas lagoas de retenção, com área de drenagem de 330 ha (Carvalho; Souza Filho; Sabóia, 2020).

2.2 Cenário de mudanças climáticas, curvas IDF e hietogramas

Considerando os cenários de mudanças climáticas, as equações IDF para Fortaleza foram obtidas com base no estudo de Sabóia *et al.* (2017 *apud* Carvalho; Souza Filho; Sabóia, 2020). O GCM é considerado uma das formas de incorporar explicitamente a não estacionariedade ou as mudanças nas condições climáticas para períodos futuros. Os GCMs simulam os padrões atmosféricos em escalas de grade maiores (geralmente superiores a 100 km), enquanto os modelos climáticos regionais (RCM – *regional climate models*) são desenvolvidos para incorporar os efeitos de escala local, contando com escalas de grade menores, geralmente de 25 a 50 km (Srivastav; Schardong; Simonovic, 2014).

Segundo Sabóia (2016), as resoluções espaciais dos GCMs são incompatíveis com o tamanho de uma bacia hidrográfica, tornando necessário obter uma conexão entre os dados desses modelos e os equivalentes em uma resolução mais precisa (mais próxima da realidade). Uma das técnicas utilizadas para realizar essa conexão é chamada de *downscaling*, que pode ser subdividida em dois tipos: dinâmica e estatística.

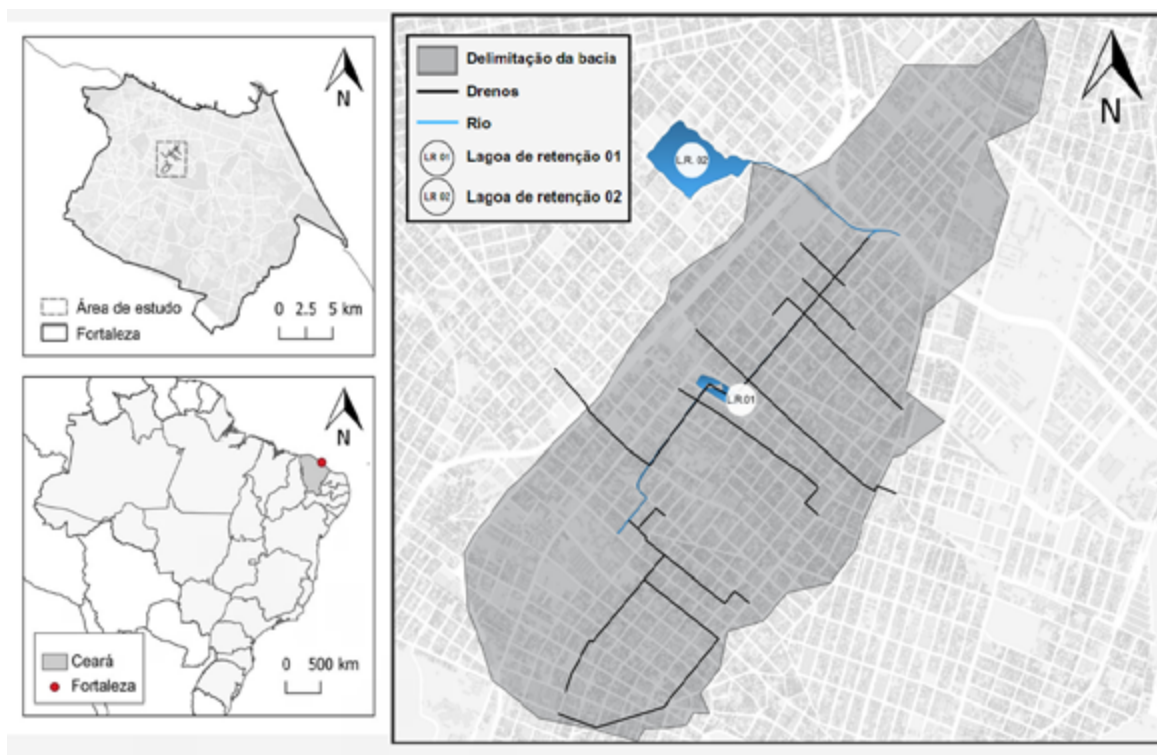


Figura 1 – Localização da área de estudo.

Fonte: Adaptado de Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020).

A abordagem dinâmica usa modelos de área limitada ou de alta resolução para simular processos físicos em escalas finas, com condições de contorno dadas por uma escala grosseira. Já a abordagem estatística transforma as projeções climáticas de escala grosseira em uma escala mais fina, por meio de funções que conectam o

clima nas duas resoluções espaciais (Li; Sheffield; Wood, 2010).

Segundo a metodologia de Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020), os GCMs utilizados neste estudo foram extraídos do 5º Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – CMIP 5 (Tabela 1).

Tabela 1 – Modelos de circulação global utilizados neste estudo.

Modelo	Centro de Pesquisa	Resolução de grade espacial (graus)
BCC-CSM1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	2,8 × 2,8
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis	2,8 × 2,8
CCSM4	National Center for Atmospheric Research	1,25 × 0,94
CESM1-CAM5	National Center for Atmospheric Research	1,25 × 0,94
inmcm4	Institute for Numerical Mathematics, Russia 2.00x	2,00 × 1,50
MIROC5	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	1,4 × 1,41

Fonte: Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020).

A seleção dos modelos climáticos foi baseada em um estudo anterior, de Silveira *et al.* (2013), que analisou modelos CMIP5 de representação da variabilidade das chuvas no Nordeste do Brasil (Carvalho; Souza Filho; Sabóia, 2020). Dessa forma, foram analisados dois cenários climáticos RCP 4.5 e RCP 8.5, sendo os RCPs combinados com os GCMs, num total de doze cenários de eventos climáticos analisados.

Os *representative concentration pathways* (RCPs) recebem seus nomes a partir dos níveis das forçantes radiativas, conforme relatado pelas equipes de modelagem elaboradoras de cada RCP. Sendo assim, RCP-X implica um cenário no qual a forçante radiativa de estabilização, ou de pico

ou ao final do século XXI, corresponde a $X \text{ W.m}^{-2}$ (Silveira *et al.*, 2016).

A Equação 1 representa a formulação empírica utilizada para estimar a equação IDF:

$$(1) \quad i = \frac{BT^d}{(t+c)^b}$$

Em que i é a intensidade da chuva (mm/h); T é o tempo de retorno em anos; t é a duração da chuva (minutos); B , d , c e b são parâmetros da equação. Foram calculadas doze equações IDF com base nos dados diários de precipitação de seis modelos de circulação global, nas projeções RCP 4.5 e RCP 8.5 (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros da equação intensidade-duração-frequência para 2070–2099.

Modelo	RCP 4.5				RCP 8.5			
	B	d	c	b	B	d	c	b
BCC-CSM1	734,8541	0,0873	20,6649	0,7476	788,444	0,0876	20,8779	0,7278
CanESM2	702,8991	0,1427	19,133	0,6931	691,5597	0,1962	16,7853	0,6415
CCSM4	620,9295	0,2544	17,3028	0,6489	686,3308	0,2026	14,2544	0,6055
CESM1-CAM5	736,9068	0,1624	14,4142	0,6079	876,0093	0,2255	7,6045	0,5107
inmcm4	541,0216	0,3291	12,291	0,5787	762,2614	0,1619	19,7644	0,6843
MIROC5	639,8823	0,2003	15,9149	0,6361	647,7016	0,1897	19,6886	0,7040

Fonte: Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020).

A Equação 2 representa a equação oficial do IDF de Fortaleza (Silva; Palácio Júnior; Campos, 2013) – que é utilizada em projetos de sistemas de drenagem urbana na cidade –, assim como representa as condições climáticas de referência (século XX).

$$(2) \quad i = \frac{2345,29T^{0.173}}{(t+28,31)^{0.904}}$$

Em que i é a intensidade da chuva (mm/h), T é o tempo de retorno em anos e t é a duração da chuva (minutos).

A precipitação de projeto foi calculada com as equações IDF para um período de retorno de 25 anos. Já a duração da chuva foi calculada de acordo com o tempo de concentração de cada trecho, estimado pela equação de Kirpich (Equação 3).

$$(3) \quad T_c = \frac{0,019 \cdot L^{0.77}}{S_0^{0.385}}$$

Em que T_c é o tempo de concentração (horas), L é o comprimento do fluxo (m) e S_0 é a declividade média do fluxo (m/m).

Conforme a metodologia de Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020), a duração do evento de chuva simulado foi definida como o dobro do maior tempo de concentração dos trechos da bacia. A profundidade total de chuva foi distribuída temporalmente usando o método de blocos alternados, no qual a duração total da chuva ($t = 2 \text{ h}$) é dividida por um intervalo de tempo Δt (neste estudo, $\Delta t = 5$ minutos).

Não existe uma regra geral para escolher a duração do incremento de tempo, mas geralmente, para tempestades de duas horas ou menos, intervalos de 5 a 10 minutos são suficientes; enquanto para eventos de tempestade mais longos, o Δt pode variar de 10 a 20 minutos. As intensidades de chuva são estimadas a partir da curva IDF para $n = t/\Delta t$.

Os hietogramas foram calculados para doze cenários de mudanças climáticas e o cenário climático de linha de base (Autarquia da Região Metropolitana de Fortaleza – AUMEF). Com base em cada evento de tempestade (65 no total), uma modelagem de chuva-vazão foi realizada para transformar os hietogramas em hidrogramas (Carvalho; Souza Filho; Sabóia, 2020).

2.3 Simulação SWMM e parâmetros de entrada de dimensionamento da vala de infiltração

O *storm water management model* (SWMM) foi desenvolvido pela Environmental Protection Agency (EPA), sendo um dos mais completos e robustos modelos para tratar de problemas de cheias urbanas. De acordo com Rossman (2015), ele pode ser aplicado ao projeto e dimensionamento de componentes do sistema de drenagem, à avaliação da efetividade de dispositivos de controle do escoamento, ao estudo de cargas de poluição, entre outras aplicações.

O SWMM permite auxiliar no estudo de *low impact development* (LIDs), técnicas compensatórias de baixo impacto tais como as valas de infiltração.

O modelo determina a vazão de infiltração através de três equações (Horton, Green e Ampt) e do método do Soil Conservation Service, que foi utilizado na modelagem da infiltração deste trabalho.

Para solos hidrológicos urbanos com percentual de impermeabilidade não especificado pelo *Technical Release 55*, estima-se o valor da curva de escoamento (CN) conforme a Equação 4 (USDA Soil Conservation Service, 1986).

$$(4) \quad CN = (\% \text{ área impermeável}) * 98 + (\% \text{ área permeável}) * CN_{\text{espaço aberto}}$$

O valor de CN para o espaço aberto foi definido de acordo com o grupo hidrológico de solos da área. Conforme relatado pelo Serviço Geológico do Brasil, a área de estudo tem solo moderadamente profundo e granular, com porosidade acima de 30% – classificado como do grupo de solos tipo B – e menos de 50% de cobertura de gramíneas. Essas características correspondem a um CN de 79 (Carvalho; Souza Filho; Sabóia, 2020).

As simulações foram realizadas de acordo com quatro situações de implantação de valas de infiltração (LID), conforme a Tabela 3, adotando os seguintes cenários: 0% da bacia (S1); 50% da bacia a montante da lagoa de retenção 01 (S2); 50% da bacia à jusante da lagoa de retenção 01 (S3); e 100% da bacia (S4). Cada sub-bacia teve uma área de 5% ocupada pelo LID, sendo que nas situações 2, 3 e 4 não foram levados em consideração os locais de implantação.

Tabela 3 – Cenários de implantação das valas de infiltração (LID).

	Ocupação de LID em cada sub-bacia (%)	Ocupação da bacia com LID (%)
Situação 1 (S1)	-	0
Situação 2 (S2)	5	50 (a montante da LR 01)
Situação 3 (S3)	5	50 (à jusante da LR 01)
Situação 4 (S4)	5	100

A Figura 2 ilustra os quatro cenários de simulação, nos quais a porção hachurada nas situações 2, 3 e 4 representa a área da bacia em que foi inserido o LID, tomando como referência em S2 e S3 a lagoa de retenção 01 (LR 01) existente.

Os parâmetros necessários para a simulação de valas de infiltração no SWMM são: profundidade de armazenamento (mm), cobertura vegetal (fração),

rugosidade superficial (n° de Manning), declividade superficial (%) e declividade das paredes laterais (coeficiente angular). Considerando que foi determinado 5% de ocupação da sub-bacia pelo LID, definiu-se também a largura superior do escoamento superficial conforme solicitado pelo software no momento de inserção. Dessa forma, o comprimento da vala ficou implícito.

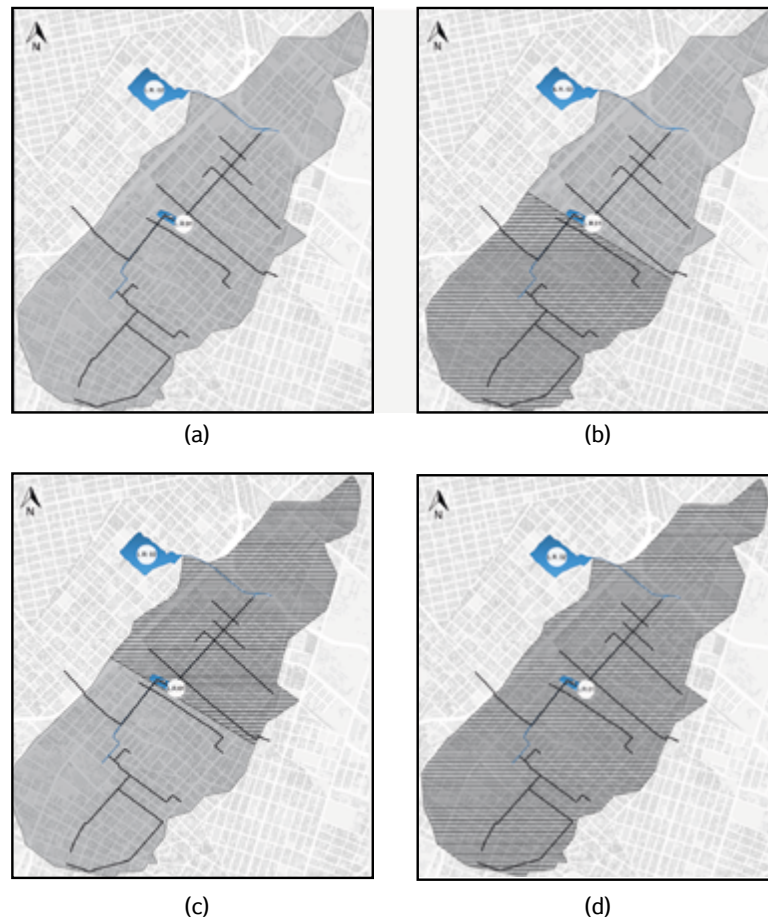


Figura 2 – Representação dos cenários de implantação de valas de infiltração.

A área hachurada representa a porção da bacia em que foi inserido o LID. (a) Situação 1 (S1); (b) Situação 2 (S2); (c) Situação 3 (S3); (d) Situação 4 (S4).

O tipo de solo pode impor restrições à inclinação dos taludes da vala, devendo ser mantida em geral uma largura de 4 a 10 vezes a sua profundidade, pois quanto mais aberta a seção, maior a área de infiltração (Baptista *et al.*, 2005 *apud* Lucas, 2011). Como não foram levados em consideração os locais de implantação das valas, adotou-se neste

trabalho uma profundidade de 0,5 metros, o que condiciona a necessidade de, no mínimo, 2 metros de espaço disponível para a largura da vala.

A cobertura vegetal foi desconsiderada, uma vez que foi admitido apenas revestimento de grama sobre as valas, o que não representa um volume

considerável de vegetação (Figura 3). O coeficiente de rugosidade adotado foi o equivalente a uma superfície de grama rasteira, sendo igual a 0,15 (Engman, 1986 *apud* Rossman; Huber, 2016b).

Áreas com declividade baixa ou média permitem um escoamento mais lento e uma maior capacidade de infiltração, sendo mais apropriadas para a implantação de valas de infiltração (Miguez; Veról; Rezende, 2016). De acordo com Coffman, Cheng e

Clar (1998), é recomendado que os canais sejam trapezoidais ou parabólicos, e que sua declividade fique entre 1 e 6%. Portanto, adotou-se uma declividade média de 1% em todos os trechos da bacia, tendo sido admitidos canais trapezoidais cujo talude foi definido segundo a proporção de 3:1 (relação horizontal:vertical).

A Tabela 4 representa os parâmetros de entrada da vala de infiltração adotados nas simulações.

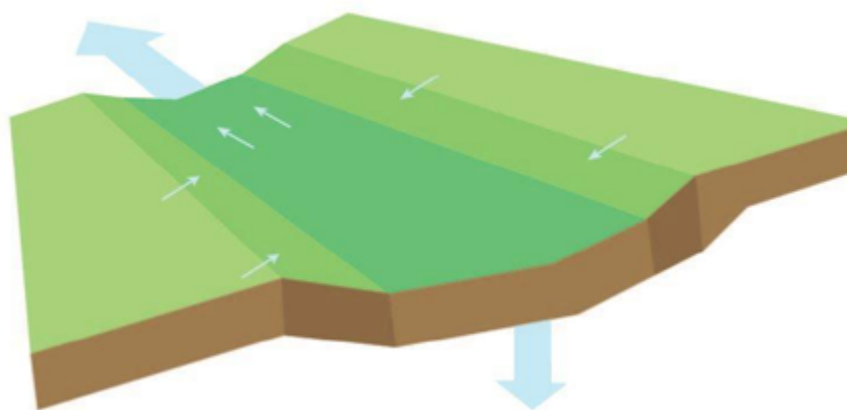


Figura 3 – Representação de uma vala de infiltração.

Fonte: Adaptado de Rossman e Huber (2016b).

Tabela 4 – Parâmetros de entrada adotados para as valas de infiltração.

Profundidade (mm)	Cobertura vegetal	Nº Manning	Declividade superficial (%)	Coefficiente angular
500	0	0,15	1	3

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A simulação da Situação 1, desconsiderando a implantação de valas, apresentou variados resultados de escoamento para as doze combinações de RCP e GCM. Essa situação corrobora os resultados de Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020), uma vez que seguiu a mesma estratégia e metodologia para o período de retorno de 25 anos.

Para o cenário RCP 4.5, observou-se que a precipitação projetada pelos modelos BCC-CSM1 e

CanESM2, em comparação ao cenário de linha de base, resultou em uma diminuição no escoamento de pico. Quanto ao cenário RCP 8.5, os modelos BCC-CSM1, inmcm4 e MIROC5 também apresentaram minimização no escoamento de pico em relação ao cenário de linha de base (Figura 4). As chuvas projetadas para os demais modelos resultaram em um aumento do escoamento de pico, especialmente os modelos inmcm4/RCP 4.5 e CESM1-CAM5/RCP 8.5, que apresentaram aumento superior a 15%, conforme o gráfico da Figura 4.

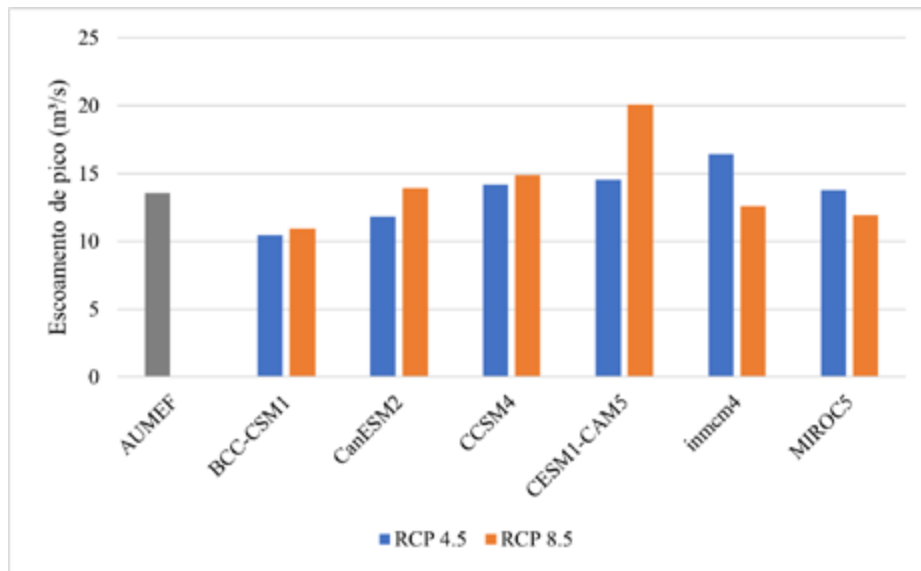


Figura 4 – Escoamento de pico para o período de retorno de 25 anos, sem aplicação de valas.

AUMEF refere-se ao cenário climático de linha de base (condições climáticas no século XX).

Na simulação da Situação 2 não houve redução do escoamento, cujos valores foram exatamente iguais aos da Situação 1, na qual não foi inserido o LID. Tal fato é explicado pela LR 01 existente, que recebe boa parte da contribuição do escoamento a montante, anulando o efeito da implantação de valas nessa parcela da bacia.

Houve redução do escoamento nas situações 3 e 4, conforme mostra a Figura 5. A comparação dos cenários revelou uma diferença ínfima na diminuição do escoamento de pico entre ambas. A redução do escoamento foi inferior a 10% em todos os modelos GCM/RCP, com destaque para os modelos MIROC5 e CanESM2, que tiveram os melhores desempenhos, com redução de 9,64% e 9,31% respectivamente. A aplicação de valas no cenário de linha de base (AUMEF) apresentou minimização de 10,10% na Situação 4.

As simulações mostraram que os piores desempenhos na implantação do LID foram nos modelos Inmcm4/RCP 4.5 e CESM1-CAM5/RCP 8.5, tanto na Situação 3 quanto na Situação 4, com redução do escoamento de pico inferior a 2,5%. Os demais

modelos apresentaram diminuição entre 3,88% e 9,64%. Tais resultados refletem a incerteza das mudanças climáticas e como os diversos modelos podem ter diferentes efeitos no escoamento das chuvas.

Nota-se que a implantação do LID na Situação 4 se mostra desvantajosa, já que a redução de escoamento de pico é praticamente a mesma que a da Situação 3, tornando-se mais viável economicamente implantar valas apenas nos trechos à jusante da LR 01. Além de ser menos onerosa, a Situação 3 representa a vantagem da exequibilidade do serviço de implantação de valas, pois, em comparação à Situação 4, minimiza a necessidade de área permeável disponível, levando-se em conta que vias já consolidadas não costumam ser projetadas com áreas disponíveis para esse tipo de sistema.

Considerando a Situação 3 mais vantajosa, obtém-se uma diminuição no escoamento de pico entre 1,82% e 9,80% se houver implantação de valas na porção da bacia à jusante da LR 01. Comparado ao desempenho de cisternas analisado por Carvalho, Souza Filho e Sabóia (2020),

a redução apresentada foi entre 2,90% e 6,30% no caso de 40% dos edifícios da bacia instalarem uma cisterna de 5 m³. A simulação com valas de infiltração, portanto, apresentou maior possibilidade de atenuação do escoamento, a depender do cenário climático considerado.

Desse modo, nota-se que a combinação de LIDs tende a tornar ainda mais significativa a mini-

mização dos escoamentos de pico na bacia. Em estudos futuros, sugere-se avaliar o desempenho conjunto de cisternas e valas de infiltração, as quais podem funcionar como boas soluções para complementar a drenagem tradicional, além de terem outras funcionalidades como o reúso da água captada, com a utilização de cisternas e a revitalização do ambiente urbano no caso das valas.

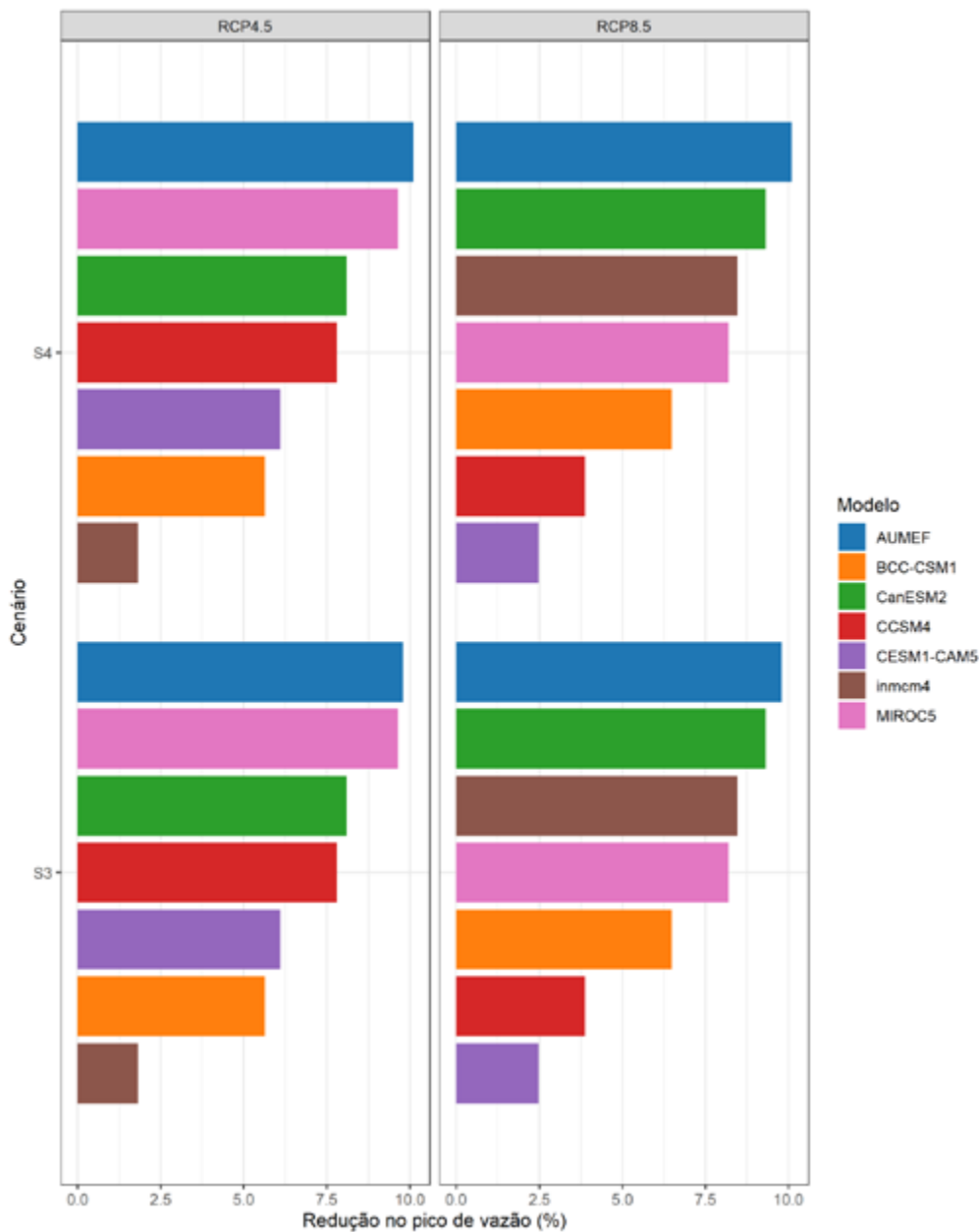


Figura 5 – Redução do escoamento de pico referente às situações 3 e 4 das simulações.

4 CONCLUSÕES

Neste trabalho, analisou-se o desempenho da implantação de valas de infiltração a partir de cenários de mudanças climáticas. Os modelos apresentaram resultados diversos de escoamento de pico, e tal variabilidade se deve aos diferentes dados de precipitação encontrados para cada modelo, uma vez que refletem o grau de incerteza das mudanças climáticas.

A análise de incorporação dos modelos RCP 4.5 e RCP 8.5 associados aos GCMs mostrou-se satisfatória na simulação da Situação 3, que apresentou uma redução no escoamento de pico entre 1,82% e 9,80% com a inserção do LID na porção da bacia à jusante da LR 01. Tal cenário se mostrou mais vantajoso em relação aos demais, pois, além de atenuar o escoamento, também representa maior viabilidade econômica de execução.

A minimização do escoamento de pico com a implantação de valas demonstrou a eficiência da aplicação de LIDs em sistemas de controle pluvial. Com a utilização da previsão dos modelos de mudanças climáticas, foi possível analisar o grau de eficiência de medidas que contribuem com a infiltração de águas pluviais diante dos diferentes cenários de chuvas.

Assim, a metodologia de incorporação de cenários climáticos integrou diferentes projeções geradas pelos modelos GCM e RCP, e se apresentou como uma boa alternativa a ser considerada no gerenciamento de águas pluviais. Essa abordagem requer uma integração efetiva às políticas públicas e o envolvimento ativo da comunidade.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Lima LO; **Metodologia:** Lima LO, Santos LDC e Carvalho TMN; **Investigação:** Lima LO e Santos LDC; **Redação – Primeira Versão:** Lima LO; **Redação – Revisão & Edição:**

Lima, LO e Santos LDC; **Supervisão:** Carvalho TMN e Souza Filho FA.

6 REFERÊNCIAS

- CARVALHO, T. M. N.; SOUZA FILHO, F. de A. de, SABÓIA, M. A. M. de. Performance of rainwater tanks for runoff reduction under climate change scenarios: a case study in Brazil. **Urban Water Journal**, Londres, v. 17, n. 10, p. 912-922, 2020. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1846063>
- COFFMAN, L. S.; CHENG, M.; CLAR, M. **Low-Impact development hydrologic analysis and design**. Nova York: American Society of Civil Engineering, 1998.
- INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Perfil básico municipal 2012**: Fortaleza. Fortaleza: Ipece, 2012. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Fortaleza_2012.pdf. Acesso em: 15 dez. 2021.
- LI, H.; SHEFFIELD, J.; WOOD, E. F. Bias correction of monthly precipitation and temperature fields from inter-governmental panel on climate change AR4 models using equidistant quantile matching. **Journal of Geophysical Research**, Richmond, v. 115, n. D10, D10101, 2010. <https://doi.org/10.1029/2009JD012882>
- LUCAS, A. H. **Monitoramento e modelagem de um sistema filtro-vala-trincheira de infiltração em escala real**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; REZENDE, O. M. **Drenagem urbana: do projeto tradicional à sustentabilidade**. São Paulo: Dois Pontos, 2016.
- PERRY, M. L. *et al.* (ed.). **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability: contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- RAMOS, A. M. **Influência das mudanças climáticas devido ao efeito estufa na drenagem urbana de uma grande cidade**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.
- ROSSMAN, L. A. **Storm water management model: user's manual version 5.1**. Washington, DC: EPA, 2015.
- ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm water management model reference manual volume III: water quality**. Washington, DC: EPA, 2016b.
- SABÓIA, M. A. M. de. **Estratégia robusta para a gestão de drenagem urbana em cenário de mudança do clima**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

SABÓIA, M. A. M. de. *et al.* Avaliação do impacto das mudanças climáticas no sistema de drenagem urbana em localidades situadas em baixas latitudes: um estudo de caso em Fortaleza-CE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, e21, 2017. <http://doi.org/10.1590/2318-0331.011716074>

SILVA, F. O. E. da; PALÁCIO JÚNIOR, F. F. R.; CAMPOS, J. N. B. Equação de chuvas para Fortaleza-CE com dados do pluviógrafo da UFC. **Revista DAE**, São Paulo, v. 61, n. 192, p. 48-59, 2013. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.106>

SILVEIRA, C. da S. *et al.* Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: uma análise para precipitação e temperatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 2, p. 416-428, 2016. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n2.p416-428>

SOUZA, C. F.; CRUZ, M. A. S.; TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento urbano de baixo impacto: planejamento e tecnologias verdes

para a sustentabilidade das águas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 9-18, 2012.

SOUZA FILHO, F. de A. de; ARAÚJO, C. B. C. D. A. **Projeto:** Análise da drenagem urbana de Fortaleza – relatório final. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza, 2016.

SRIVASTAV, R. K.; SCHARDONG, A.; SIMONOVIC, S. P. Equidistance quantile matching method for updating IDF curves under climate change. **Water Resources Management**, Nova York, v. 28, p. 2539-2562, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0626-y>

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da drenagem urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 5-27, 2002.

USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. **Urban Hydrology for Small Watersheds**. 2nd ed. Washington, DC: US Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, 1986.

Proposta de índice de qualidade do esgoto sanitário para estações com a tecnologia lagoa de estabilização no município de Fortaleza/CE

- **Data de entrada:** 11/10/2022
- **Data de aprovação:** 06/07/2023

Proposal of a quality index for sanitary sewage for plants with waste stabilization ponds in the municipality of Fortaleza/CE

Helenamara Fonseca Sobrinho de Oliveira^{1*} | Ana Bárbara de Araújo Nunes¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.041>

ORCID ID

Oliveira HFS  <https://orcid.org/0000-0002-2711-8637>

Nunes ABA  <https://orcid.org/0000-0001-5845-6252>

Resumo

As Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), quando monitoradas e avaliadas adequadamente, desempenham papel fundamental na mitigação da escassez hídrica. Contudo, falhas operacionais ou sobrecargas podem resultar em despejos de efluentes que ultrapassam os limites legais, prejudicando os recursos hídricos. Este estudo teve como objetivo avaliar o tratamento de água residuária de cinco ETEs que utilizam lagoas de estabilização entre 2016 e 2020. Foi empregada a técnica de Análise de Componentes Principais para criar um Índice de Qualidade do Esgoto Sanitário (IQES), classificando as estações em três categorias: insatisfatório, satisfatório e excelente, conforme a conformidade com as legislações ambientais. Dois destaques positivos foram observados, enquanto as demais estiveram abaixo dos padrões estabelecidos. Este estudo ressalta a importância da gestão eficiente das ETEs para preservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Avaliação. Atendimento. Legislações. Índice. Lagoas de estabilização.

Abstract

Wastewater treatment plants (WWTPs), with the proper assessment and monitoring of their treatment processes, are important tools for mitigating water scarcity. However, under malfunctions or overloads, these stations can release their effluents in disagreement with the limits established in environmental legislation, thus compromising the health of water resources. This study aimed to build a Sanitary Sewage Quality Index (SSQI) as a tool to directly and objectively analyze effluent quality in relation to compliance with environmental legislation for their release. For this, five WWTPs that use waste stabilization ponds as treatment were chosen for an evaluation of their effluent monitoring data from 2016 to 2020. Principal component analysis was used to build the SSQI. The stations were classified according to compliance with environmental legislation into three classes: unsatisfactory, satisfactory, and excellent. The evaluated stations showed two positive highlights, which were in accordance with the established limits, whereas 60% of the evaluated stations were classified as having an unsatisfactory service.

Keywords: Evaluation. Service. Legislations. Index. Waste stabilization ponds.

¹ Universidade Federal do Ceará – Fortaleza – Ceará – Brasil

* **Autora correspondente:** 31.helena.oliveira.22@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O tratamento das águas residuais é um serviço essencial que resulta em melhorias para a saúde pública, reduzindo a mortalidade, os surtos de doenças e a poluição ambiental (Hughes *et al.*, 2021). Esse tratamento ocorre por meio das estações de tratamento de efluentes (ETEs) presentes em todo o mundo, promovendo condições sanitárias para aproximadamente 5,26 bilhões de pessoas (McCance *et al.*, 2022).

As ETEs são sistemas projetados que, embora resultem em melhorias, podem sofrer de mau funcionamento ou serem sobrecarregados para além de seus limites de projeto ou condições operacionais. Dessa forma, podem liberar descontroladamente água residual não devidamente tratada e ocasionar eventos de poluição no ambiente receptor, afetando as águas superficiais e subterrâneas e o solo (Clemens *et al.*, 2020; Hughes *et al.*, 2021).

Para evitar ou mitigar os impactos significativos decorrentes do lançamento de águas residuais em condições inadequadas, os sistemas de tratamento de efluentes devem ser acompanhados de monitoramento e gerenciamento contínuos. Esses processos devem ser conduzidos a fim de evitar potenciais poluições dos corpos hídricos e gerações de gases de efeito estufa (McCance *et al.*, 2022).

O monitoramento adequado dos processos das ETEs, quando aliado ao tratamento qualitativo de seus dados, pode resultar na construção de índices que auxiliarão a tomada de decisão quanto a saúde do corpo hídrico receptor (Gémar *et al.*, 2018). Há vários estudos que avaliaram índices de ETEs, abrangendo a avaliação e aprimoramento de seus processos, a determinação de indicadores quantitativos de desempenho ambiental das estações e a avaliação da sustentabilidade da qualidade dos efluentes (Çelekli; Şahin, 2021; Liu *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2019).

Nesse contexto, foram selecionadas ETEs localizadas em Fortaleza, Ceará, que operam com a tecnologia de lagoas de estabilização (LEs), visando a utilização de seus dados de monitoramento para a construção de um índice de qualidade do esgoto sanitário (IQES). As LEs são amplamente utilizadas no tratamento de esgoto sanitário no Brasil e têm como objetivo a mineralização do material orgânico presente no esgoto por meio da atividade metabólica de microrganismos (Santos, 2007). A proposta do IQES teve a finalidade de avaliar se os processos envolvidos no tratamento da água residual dessas estações estavam em acordo com as legislações ambientais de lançamento de efluentes. Dessa forma, o índice teria a função de auxiliar a tomada de decisão quanto ao lançamento desses efluentes.

2 METODOLOGIA

2.1 Localização e descrição da área de estudo

As ETEs selecionadas para este estudo estão localizadas na região metropolitana de Fortaleza, no estado do Ceará, e estão inseridas na bacia hidrográfica do rio Cocó. Essa bacia, em termos de esgotamento sanitário, é denominada Grande Bacia do Cocó e possui 24 sub-bacias de esgotamento sanitário (Fortaleza, 2014).

2.2 Estações de tratamento de efluentes e parâmetros selecionados

O sistema de esgotamento sanitário da capital cearense consiste no sistema integrado, que converge os efluentes para a estação de pré-condicionamento de esgoto (EPC), e nos sistemas isolados, que não estão interligados ao sistema integrado e têm como uma das destinações de seus efluentes as lagoas de estabilização (Fortaleza, 2014). Para este estudo, foram selecionadas cinco estações de tratamento de efluentes componentes do sistema isolado que operam com o tratamento de lagoas de estabilização (Tabela 1).

Tabela 1 – Estações de tratamento de efluentes selecionadas.

Tecnologia	Sigla	ETE
Lagoas de estabilização	LE	João Paulo II
		Conjunto Palmeiras
		São Cristóvão
		Tupã Mirim
		José Walter

A Unidade de Negócio Metropolitana de Macrocoleta e Tratamento de Esgoto (UNMTE), da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece), é responsável pelas estações selecionadas. Os dados de qualidade dos efluentes dessas estações para o período de 2016 a 2020 foram solicitados à Cagece pelo portal Ceará Transparente e disponibilizados em forma de relatórios. Em seguida, foram convertidos em planilhas do Excel para tratamento dos dados.

O critério para seleção dos parâmetros, por meio da análise dos relatórios, foi a quantidade de informações em número suficiente para a realização da análise de componentes principais (ACP). Logo, foram selecionados os componentes demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST) e *Escherichia coli* (E.coli).

Para avaliar os parâmetros presentes nas legislações de lançamento de efluentes, as concentrações de DQO foram convertidas em demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pois este é o parâmetro avaliado nas legislações ambientais. A conversão ocorreu com base em valores da literatura e valores obtidos nos relatórios disponibilizados pela Cagece, que apresentaram algumas análises envolvendo esses parâmetros. Os efluentes são oriundos de tratamento biológico, logo a relação DQO/DBO pode alcançar valores entre quatro e cinco (Von Sperling, 2014). A partir dos dados presentes nos relatórios, a relação se aproximou de quatro, sendo este o valor utilizado para a conversão.

As legislações de lançamento de efluentes que embasaram esta pesquisa foram a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama)

nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011), e a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (Coema) nº 2, de 2 de fevereiro de 2017 (Ceará, 2017).

2.3 Construção do índice de qualidade de esgoto sanitário

O IQES foi construído com a aplicação da ACP, que visa descrever a estrutura de variância e covariância de um conjunto de variáveis ou dimensões por meio de combinações lineares (Karimi; Sadeghnejad; Rezghi, 2021). Há diversos estudos relacionados às ETEs e a aplicação de ACP, que visaram a reconstrução de dados, avaliação das diferenças composicionais no esgoto gerado, dentre outros (Ebrahimi; Gerber; Rockaway, 2017; Newhart *et al.*, 2019).

Os testes de correlação das variáveis foram a primeira etapa da construção, executados por meio da avaliação da matriz de correlação (coeficientes > 0,3), do teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) ($\geq 0,5$) e do teste de Bartlett (BTS) ($p < 0,05$, estatisticamente significativa). Essa é uma etapa importante para a aplicação da ACP, pois variáveis estatisticamente independentes não geram agrupamentos para a formação de nenhum construto, ou seja, a construção de fatores não faz sentido (Figueiredo Filho; Silva Júnior, 2010).

Todas as análises estatísticas foram executadas no software Jamovi 1.6. Os dados foram normalizados para redução dos erros, pois a ACP possui sensibilidade. Foram utilizados os valores das médias aritméticas para as análises de comparação e das médias semestrais para cada variável durante o período de análise, a fim de reduzir os ruídos nos conjuntos de dados.

As etapas de aplicação da ACP vão desde a construção da matriz de número de variáveis por número de amostras até o descarte de componentes principais (CPs) menos relevantes, como pode ser visualizado na Figura 1.

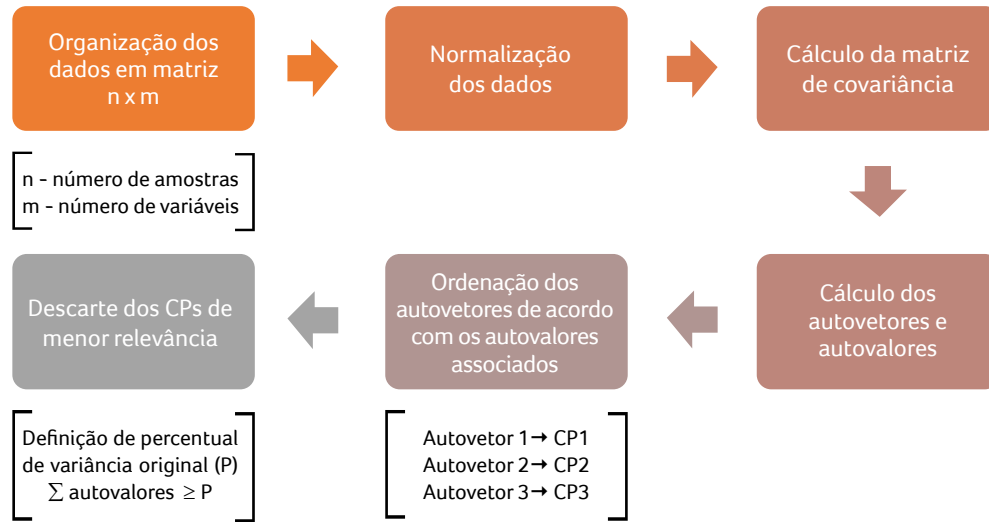


Figura 1 – Etapas da aplicação de ACP.

A extração do número de componentes foi realizada por meio do modelo de análise de fator, que utiliza a variância da combinação linear das variáveis observadas para a realização da extração de fatores (Palácio, 2004). A rotação dos fatores foi ortogonal, do tipo varimax, e buscou minimizar o número de variáveis com altas cargas em cada fator (Figueiredo Filho; Silva Júnior, 2010).

Por fim, o IQES foi calculado com base no cálculo do índice de qualidade de água (IQA) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, 2019) e construído por meio do produtório ponderado de seus parâmetros, como pode ser visualizado na Equação 1. Metodologia semelhante a desta pesquisa foi aplicada por Rolim (2016) ao construir seu índice de estado trófico baseado no produtório ponderado de seus parâmetros e com aplicação de ACP.

$$IQES = \prod_i^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Em que:

- q_i – Qualidade da i -ésima variável (valor entre 0 e 100, obtido pela concentração ou medida dos parâmetros);

- w_i – Peso da variável (valor entre 0 e 1); e
- $\sum w_i = 1$.

O peso de cada variável foi calculado de acordo com a Equação 2:

$$w_i = \frac{\sum_{l=1}^L F_l A_l^i}{\sum_{l=1}^L \sum_{i=1}^L F_l A_l} \quad (2)$$

Em que:

- F – Fatores extraídos para o modelo;
- A_l – Comunalidade de cada variável no fator; e
- L – Número de componentes.

A qualidade das variáveis (q_i) é um número adimensional entre 0 e 100, em que quanto mais próximo de 100 melhor seria a qualidade. Para avaliação da qualidade, foram definidas, para cada parâmetro selecionado, três faixas com base no atendimento da legislação de lançamento, sendo: 0 a 39,9 (insatisfatório); 40 a 69,9 (satisfatório); e 70 a 100 (excelente). A faixa “insatisfatório” consistiu no não atendimento aos parâmetros das legislações ambientais. Para a faixa “satisfatório”, os parâmetros foram atendidos e, finalmente,

para a “excelente”, os parâmetros também foram atendidos e suas concentrações foram significativamente inferiores aos valores das legislações ambientais.

Os limites definidos para cada faixa corresponderam às concentrações dos parâmetros (Tabela 2), que foram interpoladas para gerar uma nota de qualidade. A faixa “insatisfatório” foi construída com base em valores da literatura para o esgoto bruto, nos quais a qualidade do efluente se caracterizaria como não tratado ou tratado inadequadamente (Monteiro, 2009; Santos, 2007; Von Sperling, 2014). Os valores para a faixa “satisfatório” consistiram nos valores exigidos pelas legislações de lançamento. Para a faixa “excelente”, foram utilizadas concentrações inferiores em mais de 80% às concentrações definidas pelas legislações.

Tabela 2 – Faixas para a qualidade das variáveis (q).

Faixa	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	E.Coli (org/100 mL)
0 a 39,9	364 – 121	300 – 150,1	1,50E+04 – 5,01E+03
40 a 69,9	120 – 72,1	150 – 90,1	5,00E+03 – 3,00E+03
70 a 100	72 – 24	90 – 30	3,00E+03 – 1,00E+03

Para as concentrações superiores às limitadas para a faixa zero, suas notas de qualidade foram automaticamente consideradas iguais a zero. Para as concentrações inferiores às definidas para a faixa 100, as notas de qualidade foram, automaticamente, consideradas iguais a 100.

O IQES buscou avaliar qualitativamente, de forma direta e objetiva, os parâmetros estudados quanto às legislações ambientais de lançamento, apresentando uma metodologia inovadora. O levantamento dos índices relacionados ao esgotamento sanitário não identificou trabalhos semelhantes, pois os estudos encontrados avaliaram a produtividade ou desempenho das estações com base em indicadores relacionados a qualidade, operação e manutenção dos serviços (Lopes *et al.*, 2016; Molinos-Senante; Sala-Garrido; Hernández-

Sancho, 2016; Sabia *et al.*, 2020) ou construíram índices baseados apenas em parâmetros biológicos (Çelekli; Şahin, 2021), ou seja, não tratavam especificamente de parâmetros e do atendimento às legislações envolvidas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de componentes principais e construção das equações do índice

Os testes de correlação entre as variáveis foram realizados como etapa inicial da aplicação da ACP, na qual todos indicaram associação entre os parâmetros.

Os parâmetros utilizados nesta pesquisa (DBO, SST e E.coli) também foram selecionados por outros pesquisadores como importantes indicadores da qualidade dos efluentes e para a construção de seus índices. Silva *et al.* (2021) os utilizou para a construção de índice de qualidade de água, e Molinos-Senante, Sala-Garrido e Hernández-Sancho (2016) para a construção de índice de produtividade de ETEs.

A aplicação da ACP gerou resultados que explicaram 66,9% da variação do conjunto de dados para a primeira componente principal (CP1). A partir da avaliação de seus resultados, foi realizada a ponderação das variáveis e construído o IQES, de acordo com a Equação 1, como pode ser visualizado na Equação 3.

$$IQES = q_{DBO}^{0,11} \cdot q_{SST}^{0,29} \cdot q_{E.coli}^{0,60} \quad (3)$$

Em que:

- q – Qualidade da variável.

O modelo com uma componente principal foi adequado para a representação das variáveis de acordo com a ACP, pois apresentou percentuais de explicação consideráveis. Apesar de poucas variáveis serem utilizadas neste estudo, foi possível alcançar tais percentuais e identificar os parâmetros que

mais contribuíram para a definição da qualidade dos efluentes. Estudo realizado por Droese *et al.* (2020), que aplicaram ACP, também promoveu a identificação das variáveis que mais contribuíram, não acarretando a redução do número de variáveis.

3.2 Índice de qualidade do esgoto sanitário

Os IQESs foram devidamente calculados para as ETEs selecionadas. Dentre elas, a ETE Conjunto Palmeiras (Figura 2) foi o destaque positivo, com todos seus parâmetros atendendo às legislações ambientais (Brasil, 2011; Ceará, 2017). Seus valores de IQES estiveram na faixa “excelente” (70 a 100) e apresentaram $IQES_{médio} = 88$.

Pesquisa realizada por Magalhães (2017) com estações operantes na capital cearense apresentou resultados semelhantes aos alcançados nesta pesquisa, com todas as amostras da estação Conjunto Palmeiras conformes ambientalmente

para o período analisado pelo autor. Rollemberg (2017) também identificou atendimento aos padrões de lançamento durante maior parte do tempo monitorado pelo pesquisador para essa estação. Logo, a ETE Conjunto Palmeiras apresentou resultados para seu IQES coerentes com a qualidade de seus parâmetros e com os estudos realizados com essa mesma estação.

A ETE Tupã Mirim, de maneira geral, foi classificada como “satisfatório” (40 a 69,9), com $IQES_{médio} = 57$ (Figura 3). No entanto, devido a análises pontuais de E.coli (primeiro semestre de 2018 e segundo semestre de 2019) que não atenderam aos limites de lançamento, alguns IQESs estiveram na faixa “insatisfatório” (zero a 39,9). Essa estação também apresentou resultados coerentes com os IQES gerados, e necessita de investigação sobre as razões que geraram concentrações de E.coli acima dos limites legalmente exigidos.

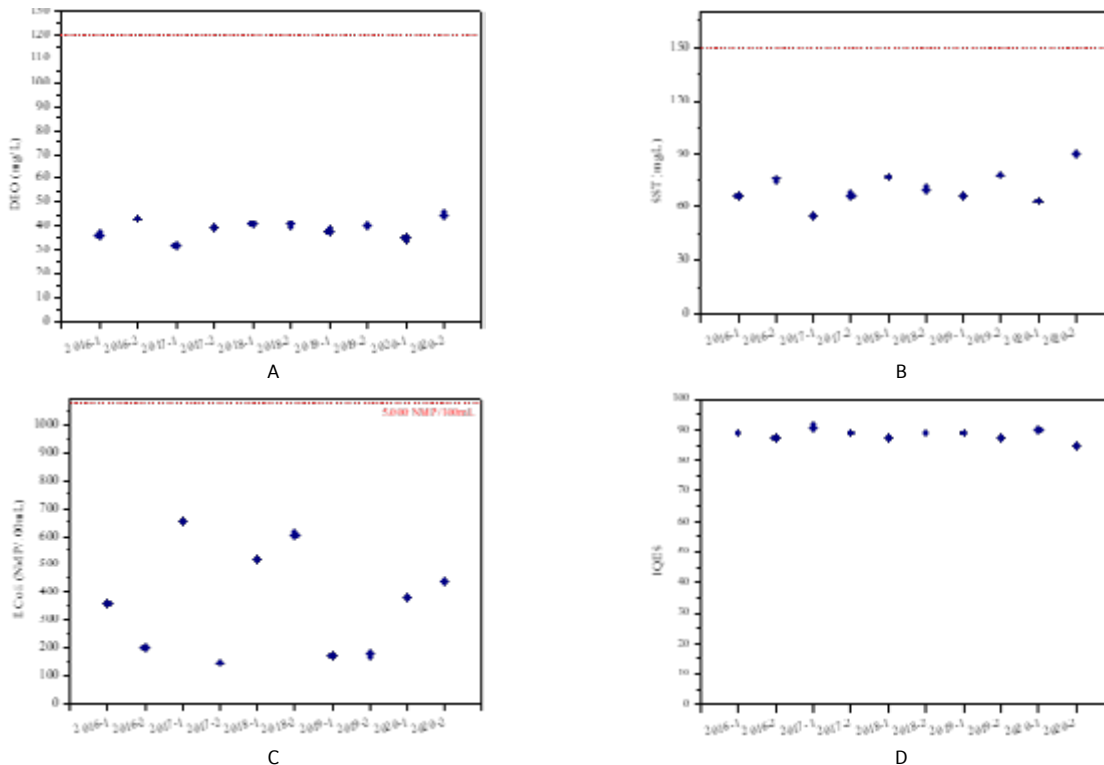


Figura 2 – Concentração média dos parâmetros DBO (A), SST (B) e E.coli (C) e IQES (D) para a ETE Conjunto Palmeiras.

Legenda: Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental.

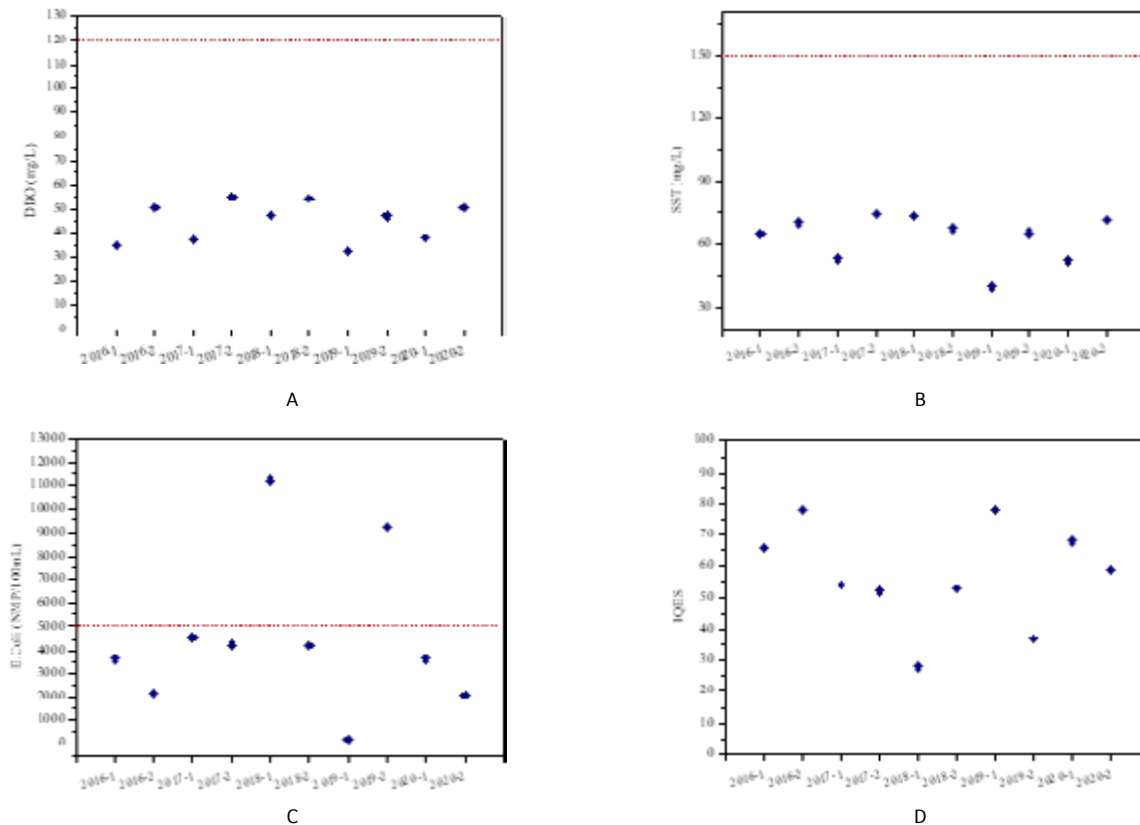


Figura 3 – Concentração média dos parâmetros DBO (A), SST (B) e E.coli (C) e IQES (D) para a ETE Tupã Mirim.

Legenda: Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental.

Os destaques negativos foram as ETES João Paulo II, São Cristóvão e José Walter. Para a estação João Paulo II, os parâmetros DBO e SST atenderam aos limites na maioria das análises, porém as concentrações para o parâmetro E.coli estiveram em desacordo com os limites da legislação, gerando índices na faixa “insatisfatório”. Ainda, devido às concentrações consideravelmente acima dos limites, alguns índices gerados foram iguais a zero, com o $IQES_{médio} = 0,0$ (Figura 4).

Visando compreender a situação em que a estação se encontrava, questionamentos foram levantados para a supervisora da UNMTE¹, que

esclareceu, por meio de informação verbal prestada, ser uma estação de fim de plano, ou seja, que recebe uma vazão superior à projetada, além de apresentar falhas identificadas no tratamento e contribuições de ligações clandestinas de esgoto.

A ETE São Cristóvão (Figura 5) também apresentou concentrações acima dos limites para todos os parâmetros estudados, gerando IQESs na faixa “insatisfatório”, com $IQES_{médio} = 0,0$. Magalhães (2017) também registrou resultados de DQO acima do legalmente permitido para essa estação, o que também foi verificado para a estação José Walter, com $IQES_{médio} = 3,0$.

¹ O contato com a supervisora ocorreu via e-mail, na qual foi enviada lista com os nomes das ETES analisadas na pesquisa.

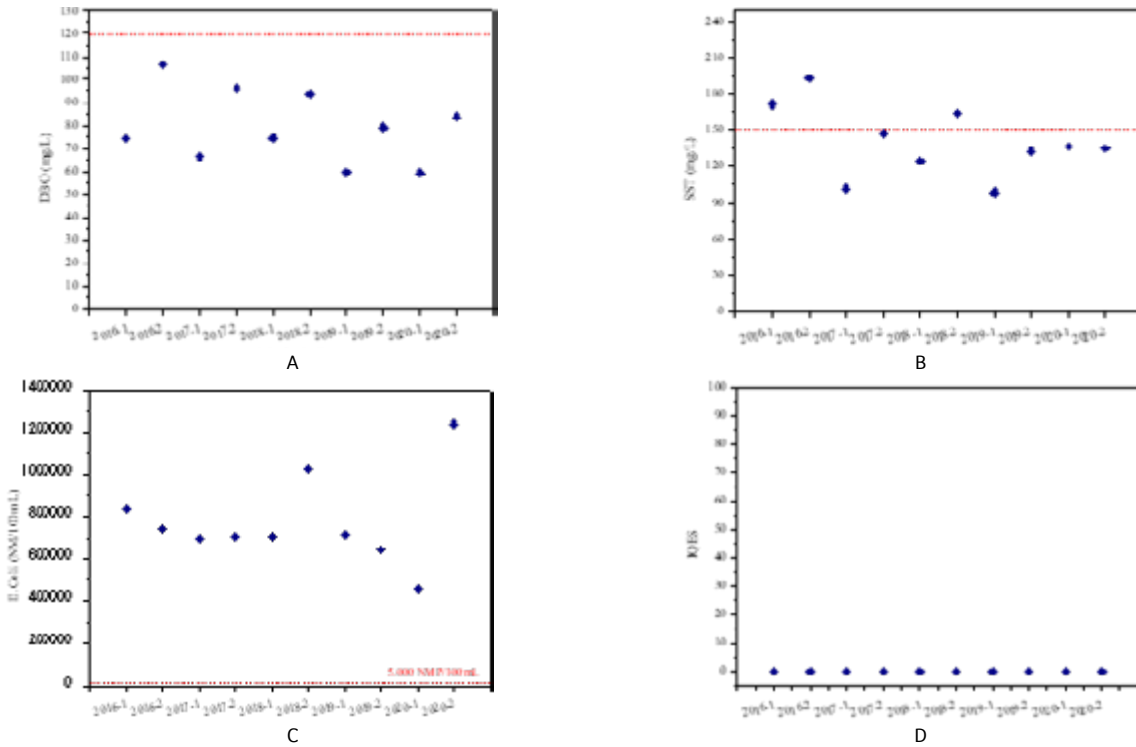


Figura 4 – Concentração média dos parâmetros DBO (A), SST (B) e E.Coli (C) e IQES (D) para a ETE João Paulo II.

Legenda: Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental.

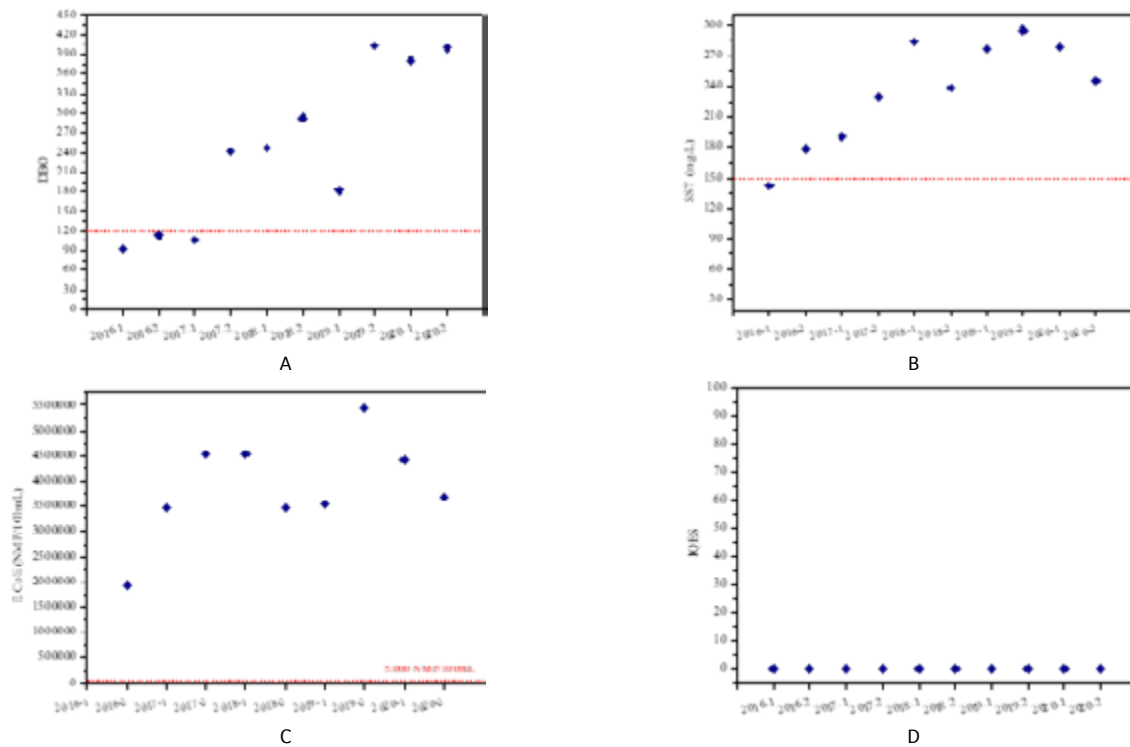


Figura 5 – Concentração média dos parâmetros DBO (A), SST (B) e E.Coli (C) e IQES (D) para a ETE São Cristóvão.

Legenda: Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental.

Segundo informação verbal prestada pela supervisora da UNMTE, a ETE São Cristóvão recebeu despejos dos caminhões limpa fossa da cidade de Fortaleza, apesar de não ter sido projetada para tal finalidade. Esse excedente à sua capacidade possivelmente é o que contribui para uma baixa qualidade do efluente gerado. A ETE José Walter, de acordo com a supervisora, se encontra em reforma visando a ampliação de seu tratamento, mas as melhorias ainda não estão em operação total, logo há comprometimento da qualidade do efluente da estação.

De maneira geral (Figura 6), as ETEs Conjunto Palmeiras e Tupã Mirim foram os destaques positivos, com resultados coerentes às análises de seus parâmetros e o atendimento das legislações ambientais. Os destaques negativos foram as estações João Paulo II, São Cristóvão e José Walter, com índices na faixa do insatisfatório, indicando problemas nos processos envolvidos em seus tratamentos e exigindo atenção dos profissionais para a avaliação de tais processos.

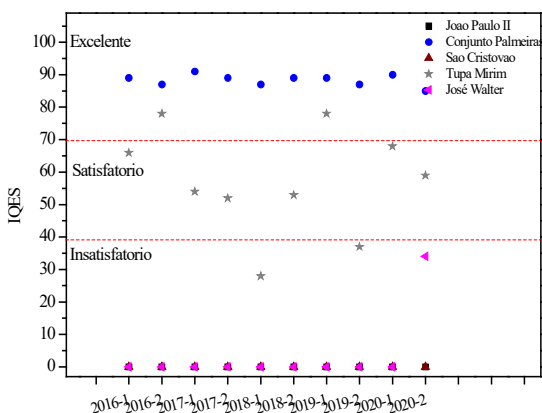


Figura 6 – IQES das estações avaliadas.

Legenda: Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental.

4 CONCLUSÕES

O IQES, proposto neste trabalho, atendeu ao objetivo da pesquisa, pois analisou de forma objetiva e direta os efluentes de todas as ETEs avaliadas. A análise da qualidade desses efluentes ocorreu

de maneira coerente com o atendimento aos parâmetros estudados às legislações ambientais de lançamento. Para a construção do índice, a aplicação de ACP, apesar de realizada com poucas variáveis, foi adequada.

A maioria das estações estudadas (60%) não atendeu aos limites de lançamento, lançando efluentes com concentrações capazes de prejudicar a saúde do corpo hídrico receptor. No entanto, houve destaques positivos entre as ETEs, com índices na faixa do excelente (20%) e do satisfatório (20%) em relação ao atendimento da legislação ambiental.

Por meio de questionamentos realizados à supervisora da UNMTE, foi esclarecido que as estações que estiveram em desacordo com a legislação ambiental possuem particularidades, e que, para sua maioria, é possível identificar problemas relacionados à falta de manutenção e operação de seus sistemas.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Oliveira HFS, Nunes ABA; **Metodologia:** Oliveira HFS, Nunes ABA; **Resultados e Discussão:** Oliveira HFS, Nunes ABA; **Conclusões:** Oliveira HFS, Nunes ABA.

6 REFERÊNCIAS

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 maio 2011. Disponível em: https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/CONAMA_n.430.2011.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução COEMA n. 2, de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE n.º 154, de 22 de julho de 2002 e n.º 111, de 5 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE n.º 151, de 25 de novembro de 2002. **Diário Oficial do Estado**, Fortaleza, 21 fev. 2017. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2024.

- ÇELEKLI, A.; ŞAHIN, G. Bio-assessment of wastewater effluent conditions with algal pollution and multivariate approach. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 310, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127386>
- CLEMENS, M. *et al.* Groundwater protection under water scarcity; from regional risk assessment to local wastewater treatment solutions in Jordan. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 706, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136066>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice D. Índices de qualidade das águas**. São Paulo: Cetesb, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2024.
- DROSE, A. *et al.* Utilização de métodos estatísticos multivariados no monitoramento de qualidade da água da Lagoa Mirim. **Meio Ambiente (Brasil)**, Recife, v. 2, n. 4, p. 58-67, 2020. Disponível em: <https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/69>. Acesso em: 25 mar. 2024.
- EBRAHIMI, M.; GERBER, E. L.; ROCKAWAY, T. D. Temporal performance assessment of wastewater treatment plants by using multivariate statistical analysis. **Journal of Environmental Management**, London, v. 193, p. 234-246, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.027>
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Visão além do alcance: uma introdução à análise fatorial. **Opiniao Pública**, Campinas, v. 16, n. 1, p. 160-185, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0104-62762010000100007>
- FORTALEZA. Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. **Plano municipal de saneamento básico de Fortaleza**. Fortaleza: Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, 2014.
- GÊMAR, G. *et al.* Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: the role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions. **Environmental Impact Assessment Review**, Nova York, v. 69, p. 24-31, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.11.007>
- HUGHES, J. *et al.* Impacts and implications of climate change on wastewater systems: a New Zealand perspective. **Climate Risk Management**, [S. l.], v. 31, p. 1-19, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2020.100262>
- KARIMI, A. M.; SADEGHNEJAD, S.; REZGHI, M. Well-to-well correlation and identifying lithological boundaries by principal component analysis of well-logs. **Computers & Geosciences**, Nova York, v. 157, 2021.
- LIU, H. *et al.* A comprehensive index for evaluating and enhancing effective wastewater treatment in two industrial parks in China. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 230, p. 854-861, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.134>
- LOPES, W. S. *et al.* Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 1, p. 1-10, 2016. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p1-10>
- LUO, L. *et al.* A novel index of total oxygen demand for the comprehensive evaluation of energy consumption for urban wastewater treatment. **Applied Energy**, Barking, v. 236, p. 253-261, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.101>
- MAGALHÃES, A. M. C. **Proposta de metodologia multicriterial para priorização de intervenção em ETEs segundo análise da vulnerabilidade socioambiental: estudo de caso em Fortaleza/CE**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/29080/7/2017_dis_amcmagalh%c3%a3es.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.
- MCCANCE, W. *et al.* Decoupling anthropogenic vs. natural impacts at a wastewater treatment plant situated on acid sulfate soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 821, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153357>
- MOLINOS-SENANTE, M.; SALA-GARRIDO, R.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F. Development and application of the Hicks-Moorsteen productivity index for the total factor productivity assessment of wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 112, n. 4, p. 3116-3123, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.114>
- MONTEIRO, C. R. L. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região metropolitana de Fortaleza**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/16482/1/2009_dis_crlmonteiro.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.
- NEWHART, K. B. *et al.* Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: a review. **Water Research**, Oxford, v. 157, p. 498-513, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030>
- PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará**. 2004. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/18155/1/2004_dis_haqpalacio.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.
- ROLIM, H. O. **Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia de Banabuiú, estado do Ceará**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016. Disponível

em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/22558/1/2016_tese_horolim.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.

ROLLEMBERG, S. L. S. **Avaliação do potencial de reúso dos efluentes gerados nas ETEs operadas pela Cagece em Fortaleza-CE**. 2017. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/26943/1/2017_dis_slsrollemborg.pdf. Acesso em: 25 mar. 2024.

SABIA, G. *et al.* Energy saving in wastewater treatment plants: a methodology based on common key performance indicators for the evaluation of plant energy performance, classification and benchmarking. **Energy Conversion and Management**,

Amsterdam, v. 220, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.113067>

SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2007.

SILVA, M. I. *et al.* Assessment of groundwater quality in a Brazilian semiarid basin using an integration of GIS, water quality index and multivariate statistical techniques. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 598, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126346>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2014.

Estudo do processo de produção de biochar via pirólise da semente de açaí visando à remediação do solo

Study of the biochar production process via açaí seed pyrolysis aiming at soil remediation




- **Data de entrada:**
06/01/2023
- **Data de aprovação:**
12/07/2023

Wagner Monteiro Lucena^{1*} | Fernanda Paula da Costa Assunção¹ | Douglas Alberto Rocha de Castro² | Lauro Henrique Hamoy Guerreiro¹ | Nélio Teixeira Machado¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.042>

ORCID ID

Lucena WM  <https://orcid.org/0009-0007-5180-6361>
Assunção FPC  <https://orcid.org/0000-0002-4094-2815>

De Castro DAR  <https://orcid.org/0000-0001-6077-6634>
Guerreiro LHH  <https://orcid.org/0009-0000-6052-3725>
Machado NT  <https://orcid.org/0000-0001-9800-3565>

Resumo

Neste trabalho se investigou a produção de *biochar* (biocarvão) oriundo do processo de pirólise dos caroços de açaí (*Euterpe oleracea*), utilizando as temperaturas de 400°C e 450°C. Observou-se que a temperatura do processo influencia o rendimento de *biochar*. Os resultados mostraram que, com o aumento de temperatura o rendimento do *biochar* diminui, enquanto o do bio-óleo aumenta. A temperatura de pirólise alterou a morfologia do *biochar*, sendo reduzido a pó depois dela. Assim, foram realizados testes de adsorção nas amostras de 400°C e 450°C e em amostras impregnadas com uma solução de 2 mol.L⁻¹ de ácido clorídrico (HCl). Os dados de equilíbrio foram analisados com base nas isotermas de Langmuir e Freundlich. A cinética foi avaliada de acordo com a variação de tempo para a concentração de 1% v/v de ácido acético (CH₃COOH), conforme os modelos cinéticos obtidos. Desse modo, conclui-se que o *biochar* dos caroços de açaí é um adsorvente de baixo custo com capacidade satisfatória para remediação do solo. A partir dos resultados dos ensaios de adsorção foi constatado que a ativação com ácido clorídrico não foi eficaz devido à redução da capacidade de adsorção em relação aos adsorventes não impregnados.

Palavras-chave: Caroço de açaí. Adsorção. *Biochar*. Pirólise. Remediação.

Abstract

This work investigated the production of *biochar* from the pyrolysis process from the açaí (*Euterpe oleracea*) kernel, using temperatures of 400°C and 450°C. It was observed that the process temperature influences the *biochar* yield. The results showed that increasing the temperature decreases the *biochar* yield, while increasing that of bio-oil. The pyrolysis temperature altered the morphology of the *biochar*, which was reduced to powder after that. Thus, adsorption tests were performed on samples at 400°C and 450°C and on samples impregnated with a 2 mol L⁻¹ solution of hydrochloric acid (HCl). The equilibrium data were analyzed based on the Langmuir and Freundlich isotherms. Kinetics were evaluated according to the time variation for the concentration of 1% v/v acetic acid (CH₃COOH), according to the kinetic models obtained. Thus, we conclude that the *biochar* of açaí kernel is a low-cost adsorbent with satisfactory capacity for soil remediation. The results of the adsorption tests showed that the activation with hydrochloric acid was not effective due to the reduction in the adsorption capacity compared with non-impregnated adsorbents.

Keywords: Açaí kernel. Adsorption. *Biochar*. Pyrolysis. Remediation.

¹ Universidade Federal do Pará – Belém – Pará – Brasil

² Universidade Luterana do Brasil – Manaus – Amazonas – Brasil

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

1 INTRODUÇÃO

A América do Sul é um dos principais investidores do mercado agrícola global, correspondendo a 11% da pecuária e 16% da produção agrícola mundial, representada principalmente pela cana-de-açúcar, pela soja e pelo milho (Faostat, 2022).

Uma das matérias-primas lignocelulósicas utilizada em larga escala na Amazônia brasileira é o caroço de açaí (Lindolfo *et al.*, 2020), as suas palmeiras têm ocorrência abundante nas planícies de inundação do estuário amazônico (Heinrich *et al.*, 2011; Sabbe *et al.*, 2009). Os frutos do açaí *in natura* têm grande importância econômica para a agroindústria, bem como para atividades extrativistas de comunidades rurais do estado do Pará (Del Pozo-Insfran; Brenes; Talcott, 2004). Nas safras de 2016 a 2017 foram produzidas, no Brasil, cerca de 1200-1274 milhões de toneladas de frutos de açaí, sendo o estado do Pará o principal produtor (94%), o que gerou grande quantidade de resíduos sólidos (Del Pozo-Insfran; Brenes; Talcott, 2004; De Lima *et al.*, 2004).

Os resíduos lignocelulósicos são utilizados atualmente na geração de eletricidade a partir de sua queima. Essas matérias-primas são materiais recalcitrantes e requerem processamento de pré-tratamento para solubilizar as frações de hemicelulose e lignina, aumentar a proporção de celulose na biomassa e, eventualmente, recuperara glicose da celulose. Outras funções do pré-tratamento incluem o aumento da área superficial, a redução da cristalinidade da celulose e a despolimerização de macromoléculas. No entanto, quando se considera a necessidade de processar grandes volumes de resíduos lignocelulósicos visando a utilização de biomassa como substituto do petróleo, uma tecnologia chave é a pirólise rápida, que converte os resíduos sólidos em bio-óleo (Saikku *et al.*, 2012).

Os processos termoquímicos mais comuns para degradação/transformação de biomassa em produtos e/ou químicos podem ser classificados em quatro categorias gerais: pirólise lenta, pirólise

instantânea, gaseificação e pirólise rápida. Essas técnicas se referem ao uso de biomassa como combustível e envolvem alto aporte de energia para quebrar o teor de lignina, geralmente necessitando de altas temperaturas (> 600°C).

Assim, podemos destacar a pirólise, que consiste em um processo de conversão térmica da biomassa em energia onde se utiliza elevadas temperaturas em um ambiente inerte, produzindo produtos gasosos, líquidos e sólidos (biocarvão ou *biochar*). O rendimento e as propriedades dos produtos dependem da natureza da biomassa e do tipo do processo de pirólise (modelo de reator, temperatura, catalisador) (Ferdinand *et al.*, 2012).

Carvões ativados, carvão vegetal, biocarvão ou *biochars* são usados para várias finalidades, desde a remediação de solos até o tratamento de águas residuárias. Os usos mais comuns são para tratamento de efluentes por adsorção (Cazetta *et al.*, 2016; García *et al.*, 2018), para catálise e como agente redutor químico (Liu; Astruc, 2018). Além disso, é relatado em estudos que a demanda mundial por carvões ativados aumentou drasticamente, aumentando 8,1% ao ano para 2,1 milhões de toneladas métricas em 2018 (Maneerung *et al.*, 2016). O processamento de um resíduo para tratamento de outro é um dos pontos-chave do conceito de Economia Circular Industrial (ICE), que é a agregação de valor aos resíduos e efluentes de processos industriais que de outra forma seriam descartados e causariam degradação ao meio ambiente e aumento de custos (Clark *et al.*, 2016; Fraga *et al.*, 2018).

Além disso, esses resíduos precisam ser removidos e encaminhados a um destino final que não venha causar impactos ao meio ambiente (Godoy, 2013; Wang *et al.*, 2013). Nesse contexto, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) regulamentou, a partir de agosto de 2014, a proibição da disposição em aterro sanitário de qualquer resíduo passivo de reaproveitamento (Brasil, 2011).

Este trabalho se propõe a investigar os parâmetros da adsorção líquida do biocarvão (*biochar*), obtido no processo de pirólise em escala de bancada dos caroços de açaí nas temperaturas de 400°C e 450°C, realizando o tratamento químico (impregnação) do *biochar* com solução de ácido clorídrico (HCl) 2,0 mol.L⁻¹, bem como fazer testes de capacidade de adsorção do ácido acético (adsorvato) em superfície do *biochar* (adsorvente), utilizando diferentes concentrações do ácido em soluções aquosas, avaliar sua adsorção líquida de acordo com as isotermas de Langmuir e Freundlich e sua cinética de adsorção a partir da ativação química com solução aquosa de ácido clorídrico (HCl) 2 mol.L⁻¹, avaliando também a sua morfologia para o possível reaproveitamento desse material.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Produção de adsorventes a partir da pirólise de caroços de açaí, que são resíduos sólidos encontrados na Região Metropolitana de Belém (RMB).

2.2 Objetivos específicos

- Investigar a influência do processo de ativação química com ácido clorídrico (HCl) na capacidade de absorção de ácido acético (CH₃COOH) em solução aquosa;
- Caracterização morfológica, textural e a cristalografia do biocarvão ativado quimicamente com HCl via Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS), Ensaio de Área Superficial (BET) e Difração de raios X (DRX);
- Investigar a cinética de adsorção de ácido acético em carvão produzido via pirólise de sementes de açaí e ativado quimicamente com HCl;
- Determinar a ordem da cinética de adsorção, aplicando modelos de pseudo-primeira ordem e segunda ordem;

- Aplicar os modelos das isotermas de Langmuir e Freundlich na regressão dos dados experimentais e de equilíbrio, determinando os parâmetros das isotermas de adsorção.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste item é apresentada a metodologia utilizada para alcançar os objetivos propostos na presente pesquisa. Esta se dividiu em cinco etapas, sendo que o desenvolvimento da pesquisa experimental ocorreu no ano de 2019. Dessa forma, nos subitens a seguir estão: coleta e tratamento dos caroços de açaí, pirólise dos caroços secos e triturados, impregnação química, adsorção e análise de dados. Na Figura 1 se tem o fluxograma das etapas e atividades desenvolvidas na pesquisa.

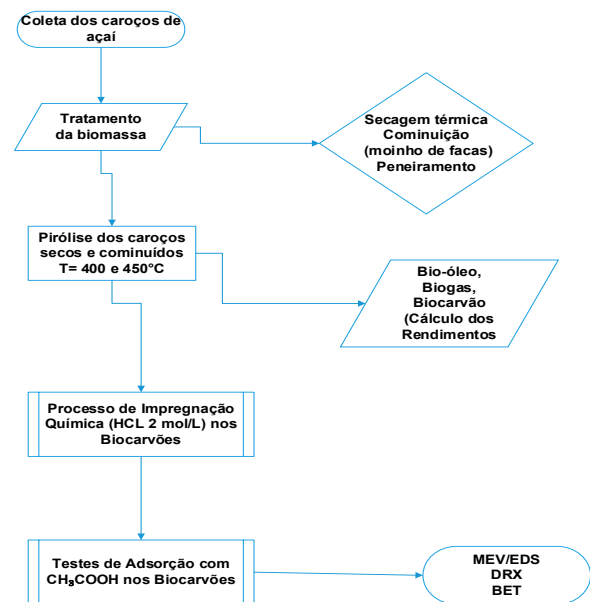


Figura 1 – Fluxograma das etapas da pesquisa.

3.1 Coleta e tratamento dos caroços de açaí

Os caroços de açaí, que são a biomassa empregada nos experimentos da pirólise, foram coletados em estabelecimentos comerciais localizados no Bairro do Guamá, no Município de Belém (PA). Eles apresentavam um teor de umidade, pois o processo de despulpamento do fruto utiliza água para a extração do suco de açaí, e também

devido ao seu descarte inadequado, uma vez que os mesmos se apresentavam mal acondicionados e expostos ao ambiente. Por isso, foi necessário a realização do processo de secagem para separar água de umidade dos caroços, pois o teor de umidade desfavorece o processo de pirólise.

3.1.1 Processo de secagem térmica e cominuição

Objetivando reduzir o teor de umidade do caroço de açaí, foi realizado inicialmente o processo de secagem em uma estufa térmica a 100°C por um período de 24 horas. Foram pesados 750 kg de sementes (úmidas) e separados em cinco cargas de 150 kg para serem submetidas ao processo de secagem. Para o cálculo do teor de umidade foi utilizado a Equação 1. Em seguida, foi realizada a cominuição dos caroços de açaí para duas cargas, com auxílio de um moinho de facas. Para a primeira carga (50 kg) se utilizou uma peneira de cominuição com diâmetro de abertura de 0,8 mm, e para os demais se utilizou uma peneira de 5 mm. Em seguida foi realizado o peneiramento utilizando uma peneira de 0,6 mm, com o objetivo de retirar o excesso de fibras dos caroços de açaí. Logo após, foi calculado o rendimento do processo de cominuição por meio da Equação 2.

$$U(\%) = \frac{M_i - M_f}{M_i} \times 100 \quad (1)$$

Onde,

U = umidade relativa;

M_f = massa final;

M_i = massa inicial.

$$\eta(\%) = \frac{M_f}{M_{ipc}} \times 100 \quad (2)$$

Onde,

η = rendimento

M_{ipc} = massa inicial do processo de cominuição.

3.1.2 Aparato experimental

O aparato experimental de bancada é composto por um reator de borossilicato de geometria cilíndrica e com capacidade volumétrica de 160 ml. Ele é acoplado a um condensador de vidro borossilicato tipo Liebig (reto) e com um sistema de resfriamento, constituído por um banho termostático com controle digital de temperatura. Os produtos condensados são recolhidos em um balão de vidro borossilicato 250 ml (erlenmeyer) e os produtos gasosos não condensáveis são conduzidos por uma abertura (válvula), na curva acoplada entre o condensador e o balão de coleta, até o sistema de exaustão. A Figura 2 ilustra a descrição da unidade de pirólise em Escala de Laboratório e o aparato experimental montado.

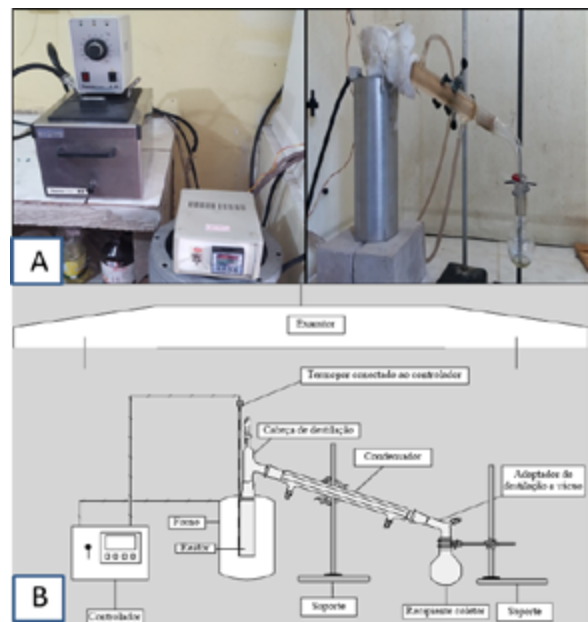


Figura 2 – a) Aparato Experimental e b) Layout da unidade de Pirólise em escala de laboratório.

3.1.3 Experimentos de Pirólise na escala de bancada

Para a realização dos processos de pirólise foram utilizados, aproximadamente, 50 g de caroços de açaí cominuídos. Após a pesagem em escala de bancada, foram realizados quatro (4) experimentos nas temperaturas de 400 e 450°C, em duplicata.

Os testes foram realizados avaliando também a influência dos parâmetros, como temperatura e tempo total de pirólise. Esses parâmetros podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros operacionais dos experimentos realizados na unidade de bancada do Laboratório de Processos de Separações Térmicas (THERMITEK).

Experimentos	Pirólise	Tempo de residência	Temperatura
1	Térmica	1h e 20 min	400°C
2	Térmica	1h e 39 min	400°C
3	Térmica	1h e 20 min	450°C
4	Térmica	1h e 39 min	450°C

Os experimentos de pirólise foram realizados, em modo semi contínuo, para as temperaturas de 400 e 450°C a 1,0 atm, a fim de se avaliar a influência dessa diferença de temperatura final de processo no rendimento dos produtos obtidos e nas características físico-químicas do produto líquido obtido (bio-óleo). As massas dos caroços utilizados para cada experimento foram pesadas com 50 g. Em seguida, eles foram depositados no reator de vidro borossilicato, o mesmo foi inserido no forno cilíndrico encamisado e, com o auxílio do sistema de controle (Controlador de temperatura), programou-se o tempo reacional, a taxa de aquecimento e a temperatura final de processo (*set-point*) a partir da Equação 3, ou seja, para cada temperatura pré-definida foram obtidos tempos de processos distintos.

Diante dos parâmetros estabelecidos, programou-se o tempo de 10 minutos para se manter constante cada temperatura final de operação. O aparato experimental foi montado com a conexão do condensador de resfriamento no reator, onde o fluido refrigerante se encontrava a 20°C. Desse modo e na temperatura ambiente (27°C), iniciou-se o processo de pirólise lenta a uma taxa de aquecimento de 10°C/min para o monitoramento e coleta dos parâmetros operacionais de processo, como elevação de temperatura (rampa de aquecimento), tempo e temperatura de formação dos produtos.

$$t = \frac{T_{\text{operação}} - T_{\text{ambiente}}}{TA} \quad (3)$$

Onde,

t = Tempo reacional (min);

$T_{\text{operação}}$ = Temperatura final de operação (°C);

T_{ambiente} = Temperatura ambiente (°C);

e TA = Taxa de aquecimento (°C/min).

Finalizados os experimentos, os produtos líquidos (bio-óleo e fase aquosa) foram recolhidos em erlenmeyer e os produtos sólidos (biocarvão) foram pesados para a obtenção dos rendimentos dos processos. Os rendimentos dos gases não condensáveis foram obtidos pela diferença de massa entre as quantidades de produtos obtidos (fase líquida e fase sólida) e a carga de matéria-prima utilizada, desconsiderando perdas em massa dos processos. O produto líquido da reação foi submetido ao processo de filtração simples para a separação do sistema (fase aquosa e bio-óleo) e para o cálculo de rendimento das fases. Os rendimentos dos produtos da reação de pirólise de cada experimento foram calculados a partir da Equação 4.

$$R_{\text{PRP}} = \frac{mp}{mss} \times 100 \quad (4)$$

Onde:

R_{PRP} = rendimento do processo reacional de pirólise (%);

mp = massa de produto obtido (g);

mss = massa seca dos caroços de açaí

3.1.4 Tratamento químico (Impregnação) do biochar com solução de ácido clorídrico (HCl) 2,0 molar

Os processos de impregnação química dos biochars obtidos no processo de pirólise foram realizados com 50 ml de solução de ácido clorídrico (HCl) a

2,0 molar em duas amostras de *biochar* peneirado com massas de 5,004 g e 5,007 g, sob temperaturas de 400°C e 450°C, respectivamente.

Os procedimentos foram realizados com o auxílio de um agitador magnético por um período de duas horas, conforme ilustrado na Figura 3. Adiante, as amostras foram filtradas e lavadas 11 vezes com 10 mL de água destilada e encaminhadas para uma estufa térmica, onde foram mantidas por um período de 24 horas a uma temperatura de 100°C.

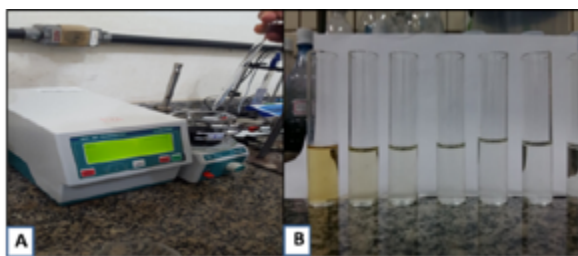


Figura 3 – A) Imagem do agitador magnético. B) Lavagem dos *biochars* com água destilada.

3.1.5 Testes de adsorção com ácido acético (*adsorvato*) utilizando diferentes concentrações do ácido em soluções aquosas

Para a obtenção das isotermas de adsorção, os experimentos foram realizados com 0,2 g de fase sólida ativada (*biocarvão*) e 20 mL de soluções de ácido acético, em diferentes concentrações de 1%, 2%, 5%, 10%, 25%, e 50% v/v, as quais permaneceram em contato com o material adsorvente, a 1,0 atmosferas e 25°C, sob agitação mecânica por um período de dois minutos.

A fase sólida quimicamente ativada foi introduzida em um erlenmeyer de vidro de borossilicato de 50 mL e completada com 10 mL de solução de ácido acético. Após o tempo definido, as misturas foram filtradas para obtenção da sua acidez pelo titulométrico com soluções padronizadas de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol.L⁻¹ e 0,1 mol.L⁻¹. Foram utilizados 10 frascos de erlenmeyer, um por vez, no agitador orbital e as amostras de 2,0 mL foram retiradas, seguido de filtração para separar

as partículas sólidas e a fase líquida (filtrado). Posteriormente, o índice de acidez do filtrado foi determinado pelo método AOCS Cd 3d-63 (2007).

Para a obtenção das cinéticas de adsorção, utilizou-se 10 mL de adsorvato a 1% v/v. Como a adsorção de ácido acético na fase sólida quimicamente ativada é muito rápida, conforme observado por experimentos de pré-teste, a cinética de adsorção foi investigada em nos intervalos de tempos de 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120, 180 e 210 segundos e colocadas em contato com aproximadamente 0,1 g de adsorvente até que o equilíbrio fosse alcançado. Decorridos os tempos, as misturas foram filtradas para obtenção da sua acidez pelo titulométrico com solução padronizada de hidróxido de sódio (NaOH) 0,05 mol. L⁻¹.

3.1.6 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS)

Para caracterização microscópica, bem como da composição físico-química e morfológica das amostras de *biocarvões* de açaí impregnados com HCL, utilizou-se a MEV juntamente com a EDS, técnicas que podem revelar informações sobre a morfologia e identificação de elementos químicos de amostras sólidas (Ramos, 2013).

Neste estudo, a análise microscópica foi realizada por meio de um microscópio eletrônico de varredura *Hitachi* modelo *TM 3000*, equipado com detector EDS (*swift ED3000 x-ray*) para análises semi-quantitativas. O espectro de EDS foi realizado em uma área retangular da imagem de magnitude 2500, bem como a análise semiquantitativa dos elementos químicos presentes na amostra.

3.1.7 Difração de Raios X (DRX) pelo Método do Pó

A DRX é uma técnica padrão para a caracterização da estrutura cristalina dos materiais. Ela também pode ser utilizada para quantificar o tamanho dos cristalitos e dos materiais carbonosos.

A caracterização das amostras de biocarvões de caroços de açaí impregnados com HCL foi realizada utilizando o Difratômetro de raios X modelo *BRUKER-binary V4 RAW*. O intervalo de varredura foi para valores de 2θ variando entre 5° e 75° . A velocidade de varredura foi de 1° min^{-1} , e o passo de leitura foi de $0,01^\circ$.

3.1.8 Análise de BET

As análises realizadas pelo método de BET fornecem informações relacionadas à área superficial das amostras e caracterização de porosidade. A biomassa utilizada para a obtenção do *biochar* e as condições experimentais empregadas no processo de pirólise, principalmente a temperaturas, são determinantes para a porosidade (volume e diâmetro de poros) das amostras.

As estimativas da área superficial e distribuição do tamanho de poros das amostras foram realizadas em um analisador automatizado de área de superfície e porosidade o qual utiliza a técnica de sorção de gás nitrogênio, conhecido como método BET (Brunauer, Emmett e Teller). O pré-tratamento das amostras foi realizado

mediante aquecimento a vácuo em temperatura de 150°C , durante duas horas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item são apresentados os resultados referentes ao tratamento dos caroços de açaí e caracterização das amostras de biocarvões (*biochar*) oriundo do processo de pirólise, bem como a discussão dos resultados do processo de adsorção e as análises aplicadas para caracterizar os biocarvões obtidos.

4.1 Processo de secagem, cominuição e peneiramento

A Tabela 2 apresenta os rendimentos referentes aos processos de secagem, cominuição e peneiramento, bem como o rendimento total do processo de pré-tratamento realizado de uma batelada. Com os resultados demonstrados, verifica-se que na quantidade de matéria-prima coletada aproximadamente 40% é umidade na massa de biomassa, podendo esse resultado ser atribuído ao processo de despulpamento ao utilizar água para a extração do suco e ao descarte inapropriado dos caroços, os quais se encontravam expostos ao ambiente.

Tabela 2 – Dados resultantes dos processos de secagem, cominuição e peneiramento.

DADOS	SECAGEM	COMINUIÇÃO	PENEIRAMENTO	η TOTAL
Massa inicial (kg)	120	70,7	66,7	120
Massa final (kg)	70,7	66,7	56,2	56,2
Rendimento (%)	58,92	94,34	84,26	46,83
Teor de umidade (%)	41,08	-	-	-

Finalizados os processos de pré-tratamentos (Figura 4), pode-se calcular os rendimentos associados à umidade dos caroços (secagem), às perdas em massa durante o processo (cominuição), e à separação dos excessos de fibras (peneiramento), que teve como resultado um rendimento de 46,83%

e demonstrou a importância desses processos no favorecimento da reação de pirólise para a produção de materiais com alto valor energético. Sem essas etapas anteriores ao processo de pirólise, seriam produzidos aproximadamente 53,17 % de subprodutos indesejáveis.

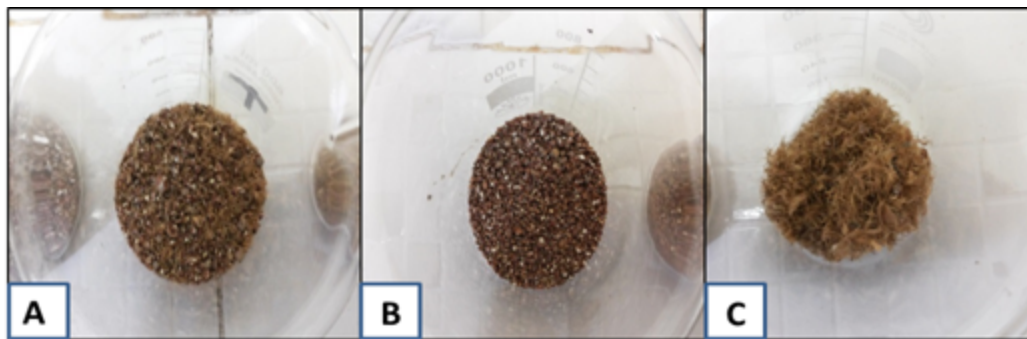


Figura 4 – Amostra obtida após secagem térmica, cominuição e peneiramento.

Legenda: caroço + fibra (a), somente caroço (b) e somente fibra(c).

4.2 Experimentos de pirólise na unidade de bancada

A partir dos processos de pré-tratamento, aplicaram-se os processos de pirólise em escala de laboratório para avaliar os rendimentos e as especificações dos produtos formados, investigando

a influência das temperaturas de 400°C e 450 °C nesses parâmetros. De acordo com a Figura 5, tem-se como produtos reacionais de pirólise: gases não condensáveis (a); queima desses gases (b); geração do bio-óleo; fase aquosa (fase líquida) (d); e produção de *biochar* (e).

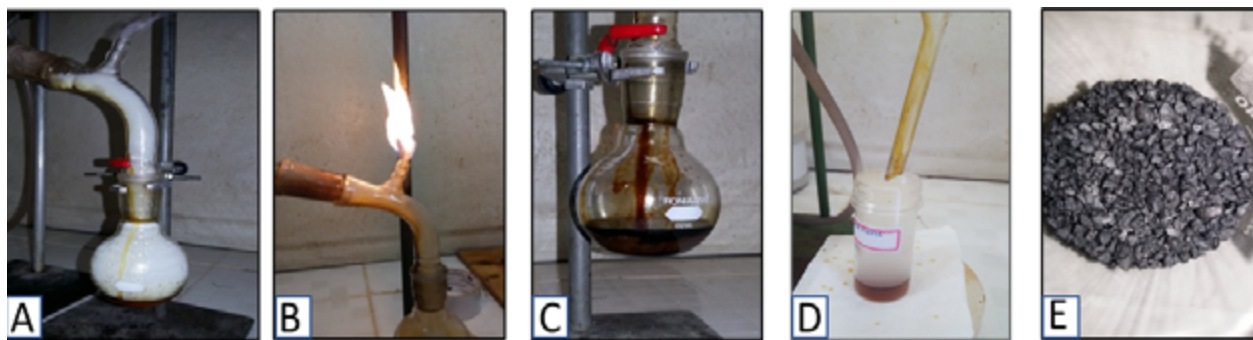


Figura 5 – Processo de Pirólise dos caroços de açáí.

A Tabela 3 demonstra os resultados médios obtidos durante o processo de pirólise em termos mássicos e de rendimento para cada produto, além dos parâmetros de processo como tempo e temperatura de formação de cada uma das fases nas temperaturas investigadas.

Para os experimentos realizados a temperatura de 400°C, obteve-se o rendimento médio de 31,15%

e de 20,78% para o *biochar* e bio-óleo, respectivamente. Enquanto para os experimentos realizados a 450°C, o rendimento médio foi de 27,94% para o *biochar* e de 23,48% para o bio-óleo. Com isso, os resultados mostraram que o rendimento de *biochar* diminuiu enquanto o rendimento de bio-óleo aumentou, devido ao aumento de temperatura de 50°C.

Tabela 3 – Dados resultantes dos processos de pirólise nas temperaturas de 400°C e 450°C.

Temperatura (°C)		400	Temperatura (°C)		450
Massa da amostra (g)		50,15	Massa da amostra (g)		50,21
FASES	Massa Amostra (g)	RENDIMENTO (%)	FASES	Massa Amostra (g)	RENDIMENTO (%)
Aquosa	7,74	15,43	Aquosa	3,58	7,13
Oleosa	7,28	14,52	Oleosa	11,15	22,21
Bio-óleo	10,42	20,78	Bio-óleo	11,79	23,48
Biochar	15,62	31,15	Biochar	14,03	27,94
DADOS		TEMPERATURA (°C)			
		400			450
Tempo de pirólise (min)		67			72
Temperatura de produção de H ₂ O (°C)		202			201
Tempo para a produção de H ₂ O (min)		17			17
Temperatura de formação de gases (°C)		328			287
Tempo para a produção de gases (min)		29			26
Temperatura de produção de PLO (°C)		370			401
Tempo para a produção de PLO (min)		34			37

Esses valores podem ser justificados devido aos parâmetros do processo de pirólise, em que a temperatura tem papel de destaque de acordo com Cantrell *et al.*, (2012), pois influencia a conversão da biomassa e a distribuição dos produtos desse processo. Por exemplo, quanto maior a temperatura, maior a degradação dos componentes, aumentando assim a fração de gases. Já sob temperaturas mais baixas, o rendimento de *biochar* é maior e a fração de gases e líquidos diminui (Labegalini, 2013). Além disso,

a taxa de aquecimento na pirólise deve ser graduada para o favorecimento de frações sólidas. Segundo Cantrell *et al.* (2012), quando a temperatura é aumentada muito rapidamente, há maior tendência de formação de voláteis

4.3 Tratamento químico (impregnação) do biochar com solução de ácido clorídrico (HCl) 2,0 molar

A Tabela 4 demonstra os resultados obtidos durante o processo de lavagem após a impregnação.

Tabela 4 – Dados resultantes dos processos de lavagens após a impregnação para temperaturas de 400°C e 450°C.

DADOS DE IMPREGNAÇÃO	400 °C		450°C	
	VG (ml)	ACIDEZ (mg de NaOH/g de amostra)	VG (ml)	ACIDEZ (mg de NaOH/g de amostra)
H ₂ O de solução	20,3	70,231	20,2	69,884
Lavagem 1	27,3	9,697	27,6	9,804
Lavagem 2	3,2	1,105	3,6	1,248
Lavagem 3	1,5	0,499	2,3	0,784
Lavagem 4	1	0,321	1,3	0,428
Lavagem 5	0,9	0,285	0,9	0,285
Lavagem 6	0,8	0,250	0,8	0,250
Lavagem 7	0,8	0,250	0,8	0,250
Lavagem 8	0,5	0,143	0,4	0,107
Lavagem 9	0,2	0,036	0,2	0,036
Lavagem 10	0,2	0,036	0,2	0,036
Lavagem 11	0,3	0,071	0,3	0,071

Em seguida, na Figura 6, tem-se o gráfico da curva do Índice de Acidez em relação ao número de lavagens realizadas, acompanhado da Equação 5.

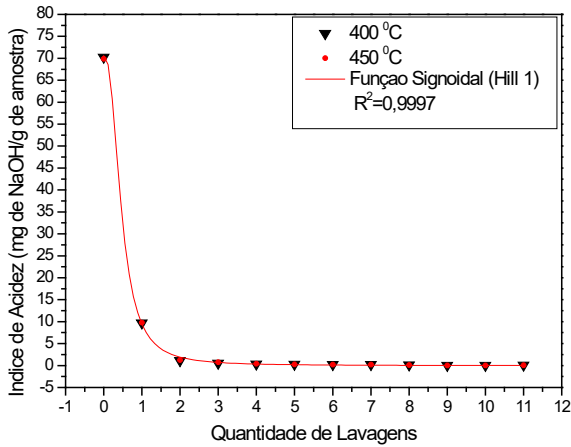


Figura 6 – Curva do índice de Acidez (I.A.) em relação ao número de lavagens.

$$I.A. = \frac{70,56617 + (-0,01795 - 70,5661) * x^{2,45456}}{(0,46741^{2,45456} + x^{2,45456})} \quad (5)$$

Onde:

I.A. = índice de acidez;
 x = número de lavagens.

A tabela e o gráfico revelaram que, à medida que aumenta o número de lavagens, o índice de

acidez da água de lavagem nas duas temperaturas investigadas diminui. Em relação a cada lavagem investigada, notou-se uma variação significativa (distanciamento) entre os índices obtidos na primeira lavagem, já nas lavagens seguintes se observa a aproximação desses pontos e com isso os valores dos índices de acidez chegam a ser tão próximos que se sobrepõem, ou seja, comprovou-se que são necessárias nove (9) lavagens para neutralizar o material adsorvente com 50 ml de água de lavagem para ambos os experimentos.

4.4 Estudos cinéticos

4.4.1 Testes Modelos Cinéticos de Langmuir e Freundlich

As isotermas podem ser apresentadas por modelos, na forma de equações, que relacionam diretamente a massa adsorvida no adsorvente em função da concentração do adsorbato na fase líquida. Os principais e mais representativos modelos na maioria dos processos são os de Langmuir e Freundlich. A Figura 7 mostra os gráficos com os ajustes dos resultados dos processos de adsorção do ácido acético com o adsorvente dos caroços do açaí *in natura* para as temperaturas de 400°C e 450°C, visando a modelagem cinética de isoterma de Langmuir e de isoterma Freundlich.

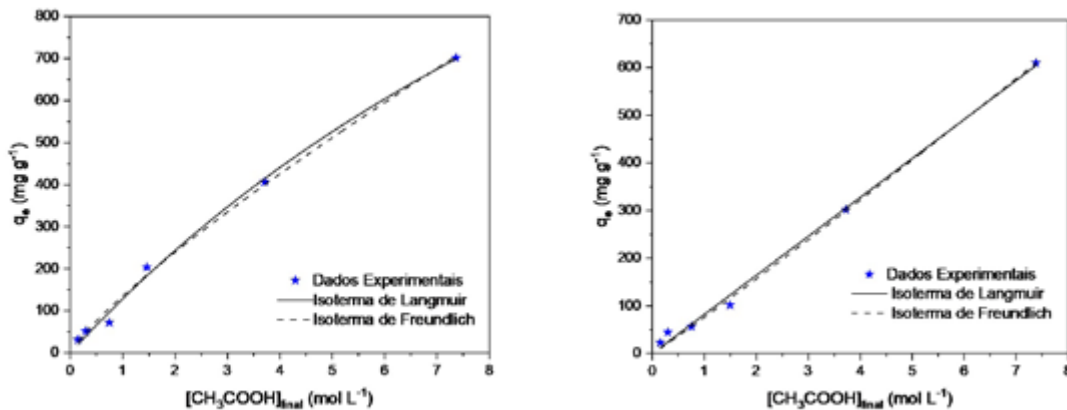


Figura 7 – Isoterma de Langmuir e Freundlich do biochar 400°C e 450°C, respectivamente.

Os resultados dos gráficos ilustrados dos modelos das isotermas de Langmuir e Freundlich revelam que são aplicáveis ao processo de adsorção do biocarvão de caroços de açaí *in natura* para as temperaturas de 400°C e 450°C.

As isotermas de adsorção do ácido acético em biocarvão de caroços de açaí foram correlacionadas com o modelo de Langmuir e Freundlich, exibindo erros quadráticos (R^2) de 0,997 e 0,998 para os biocarvões de 400°C *in natura* e 0,989 e 0,994 para os biocarvões de 450°C *in natura*. A concentração de equilíbrio na fase adsorvente de ácido acético para biocarvão *in natura* nas temperaturas de 400°C e 450°C foram de aproximadamente 700 e 600 mg/g respectivamente.

Os resultados estão consonantes com Lessa (2019), que obteve resultados para os modelos de Langmuir e Freundlich na adsorção de demanda química de oxigênio (DQO) em carvão de caroços de açaí, exibindo erros quadráticos (R^2) de 0,999 e 0,988 e concentração de equilíbrio de 600 e 800 mg/g, respectivamente.

Guerreiro (2022) estudou caroços de açaí *in natura* pirolisados a 400 e 450°C, e obteve resultados para os modelos de Langmuir e Freundlich para a adsorção de ácido acético nos carvões, exibindo erros quadráticos (R^2) de 0,9951 e 0,9958 e concentração de equilíbrio de 600 e 700 mg/g, respectivamente.

Abdelhafez e Li (2016), em suas pesquisas sobre a remoção de Pb (II) em soluções aquosas utilizando biocarvões derivados de cana de açúcar e casca de laranja, sugeriram por meio dos resultados obtidos que a isoterma de Langmuir é o modelo mais adequado para descrever a adsorção de Pb em ambos os tipos de *biochars* ($r^2 \geq 0,97$) com capacidades máximas de adsorção de 86,96 mg/g e 27,86 mg/g, muito próximas dos dados experimentais de 80,22 mg/g e 24,42 mg/g para cana de açúcar e casca de laranja, respectivamente.

Na figura 8, expõem-se as isotermas de Freundlich e Langmuir das amostras 400°C e 450°C, respectivamente, de *biochar* impregnadas com ácido clorídrico.

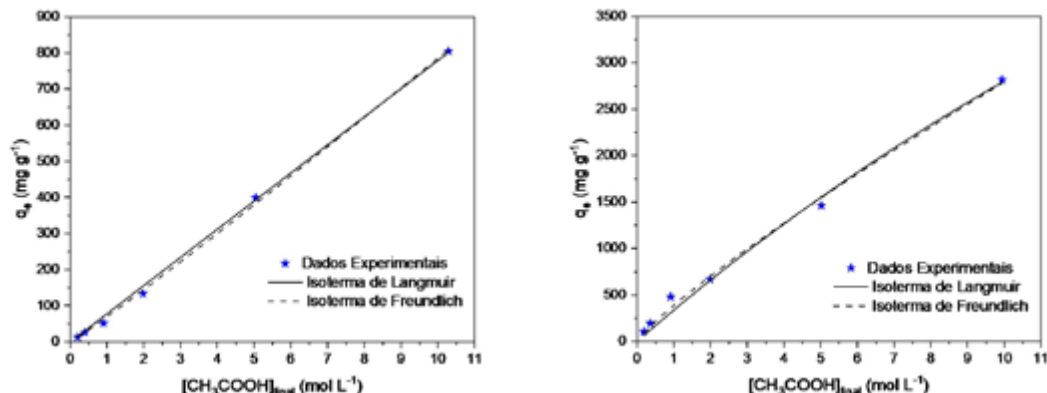


Figura 8 – Isoterma de Langmuir e Freundlich dos biochar 400°C e 450°C impregnados, respectivamente.

A isoterma de adsorção do ácido acético em biocarvão de caroços de açaí foi correlacionada com o modelo de isoterma Langmuir e Freundlich, obtendo R^2 de 0,9951 e 0,9958 para os biocarvões

de 400°C impregnados com HCl e 0,9952 e 0,9943 para os biocarvões de 450°C impregnados com HCl. A concentração de equilíbrio na fase adsorvente de ácido acético para os biocarvões impregnados nas

temperaturas de 400°C e 450°C foram de, aproximadamente, 3000 e 800 mg/g, respectivamente.

É possível verificar que ocorre um aumento significativo na concentração de equilíbrio para o biocarvão impregnado com HCl obtido na temperatura de pirólise de 400°C. Os resultados estão de acordo com o encontrado por Costa *et. al.* (2022), que utilizou hidrocarvão de palha de milho impregnado com HCl que apresentaram R² de 0,994 para isoterma de adsorção no modelo de Langmuir, e concentração de equilíbrio de 650 mg/g.

Bentes (2017) obteve modelos matemáticos de adsorção de compósitos a base de fosfato de ferro, suportados em carvões ativados de resíduos de caroços de açaí, e apresentou coefi-

cientes de relação (R) com valores significativos variando dentre 0,902 a 0,995 para Langmuir e Freundlich, respectivamente. Todos os carvões se adequaram melhor ao modelo de Freundlich, com valores de coeficientes superiores ao modelo de Langmuir.

4.4.2 Modelos Cinéticos de Pseudo -1ª Ordem e Pseudo-2ª Ordem

A Figura 9 mostra os gráficos com os ajustes dos resultados dos processos de adsorção do ácido acético com o adsorvente dos caroços do açaí *in natura* para as temperaturas de 400°C e 450°C, para a modelagem cinética de pseudo-1ª ordem e pseudo-2ª ordem, e a Tabela 5 traz os parâmetros do modelo para os experimentos.

Tabela 5 – Parâmetros dos modelos cinéticos de pseudo-1ª ordem e pseudo-2ª ordem para biocarvão *in natura*.

Parâmetro	q _e	K	R ²
Pseudo-1ª Ordem 400°C	39,15	0,184	0,951
Pseudo-2ª Ordem 400°C	41,20	0,008	0,930
Pseudo-1ª Ordem 450°C	47,64	0,296	0,991
Pseudo-2ª Ordem 450°C	49,66	0,012	0,997

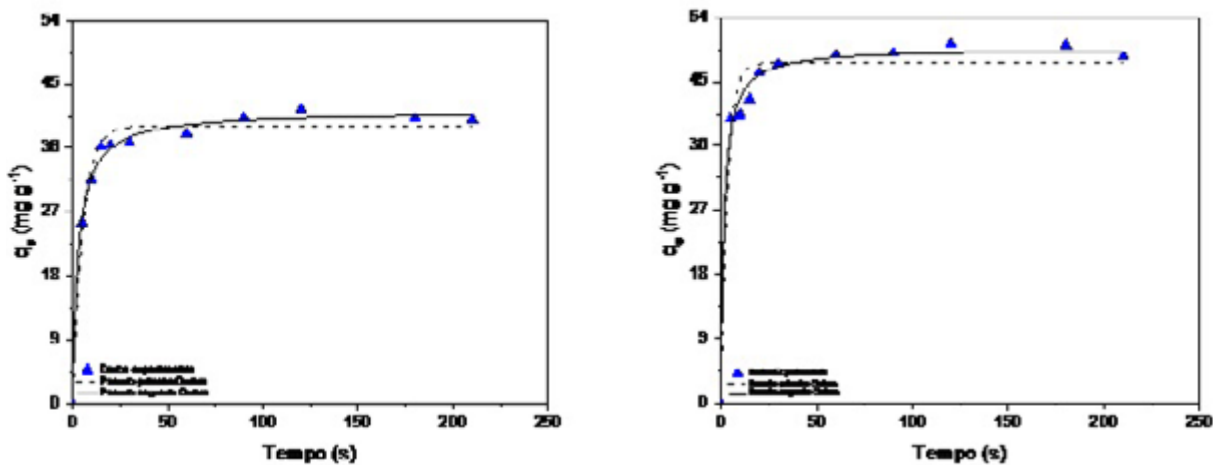


Figura 9 – Cinética do biocarvão *in natura* 400°C (gráfico direito) e 450°C (gráfico esquerdo).

A análise dos gráficos apresentados na Figura 9 nos mostra que os modelos cinéticos de pseudo-1ª ordem e de pseudo-2ª ordem são aplicáveis ao processo de adsorção do biocarvão de caroços de açaí *in natura* para as temperaturas de 400°C e 450°C.

A Tabela 5 mostra os parâmetros obtidos, e é possível identificar, como foi visto nos gráficos, que o equilíbrio e a capacidade de adsorção é maior para os experimentos do biocarvão obtido a 450°C, apresentando capacidade de adsorção maior para os modelos de pseudo-2ª ordem em ambos os casos. Os modelos cinéticos se ajustaram aos dados experimentais, apresentando uma acomodação melhor para os experimentos de 450°C que apresentaram R² de 0,99 em ambos os modelos. Para a temperatura de 400°C, apresentaram R² de 0,95 e 0,93 respectivamente para os modelos de pseudo-1ª ordem e pseudo-2ª ordem, mostrando um ajuste melhor para o modelo de primeira ordem.

4.4.3 Caracterização morfológica do biocarvão por meio da técnica de Microscopia Eletrônica de Varredura e Espectroscopia de Energia Dispersiva (MEV/EDS)

A análise de microscopia eletrônica de varredura foi realizada com objetivo de se verificar a morfologia estrutural superficial das mesmas, bem como a influência do processo de impregnação química com alterações na estrutura superficial dos *biochars*. Por meio da análise, obteve-se registro em alta definição das amostras dos *biochars* de caroços de açaí com zoom de 600x(a), 1.2k(b) x nas diferentes escalas 50 um e 100 um, notando-se a alteração da morfologia das amostras do processo de pirólise para as temperaturas 400°C (Figura 10) e 450°C (Figura 11).

De Souza *et al.* (2020) constataram, nas imagens de MEV (com ampliação de 3.000x) do *biochar*

de açaí ativado com NaOH, a presença de poros. De acordo com a recomendação da União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC), os poros com diâmetros menores que 20 Å são chamados de microporos; e aqueles com diâmetro maior que 500 Å são chamados de macroporos; superfícies com poros entre esses tamanhos são consideradas como tendo uma estrutura mesoporosa (Thommes *et al.*, 2015). Assim, as amostras do *biochar* para o presente estudo apresentaram superfície microporosa com diâmetros de inferiores a 2 nm.

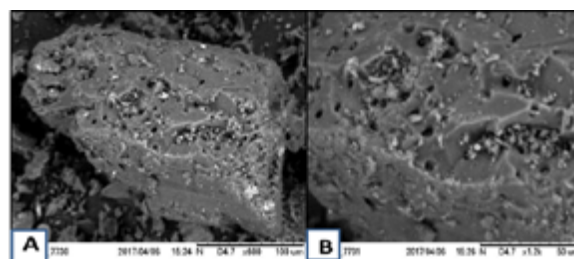


Figura 10 – Imagem de alta resolução da amostra de biocarvão a 400°C.

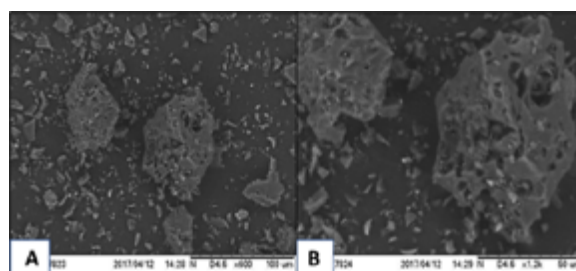


Figura 11 – Imagem de alta resolução da amostra de biocarvão a 450°C.

Com base nas imagens de MEV geradas, pode-se atinar uma influência na distribuição do tamanho das partículas nas amostras de *biochar* decorrente a variação de temperatura da pirólise. Percebe-se que o aumento da temperatura ocasionou uma diminuição do tamanho das partículas, o que é concordante com o aumento de área superficial registrado pelos resultados da análise de BET na Tabela 5.

Nos resultados encontrados por De Castro (2019b) para o MEV dos caroços de açaí impregnados com NaOH, a análise das micrografias mostrou alterações na estrutura morfológica superficial dos particulados dos caroços, as quais se apresentam com formas ligeiramente regulares e caracterizadas pela redução da presença de células fechadas, observando-se uma superfície parcialmente compacta. Com isso, Leão (2012) afirma que, sendo essa modificação estrutural atribuída à influência do tratamento com hidróxido de

sódio, ela contribuiu na redução da hemicelulose e lignina da estrutura morfológica das sementes de açaí.

Além do MEV, análises de espectroscopia de energia dispersiva (EDS) foram realizadas visando à identificação da composição química semi-quantitativa das amostras. Ato contínuo são apresentados os espectros de EDS, demonstrando a composição das amostras de *biochar* a 400°C (Figuras 12) e 450°C (Figuras 13).

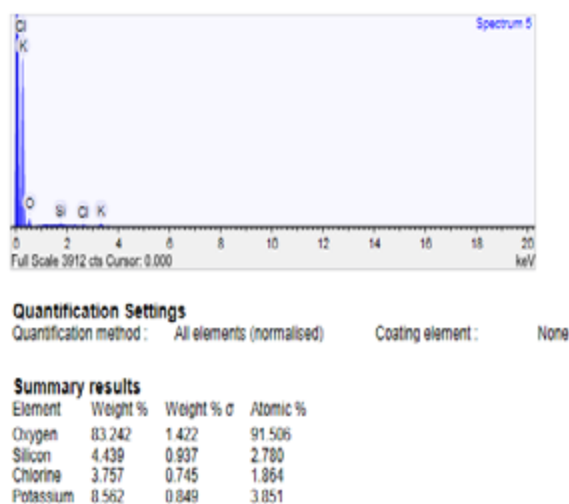


Figura 12 – Espectros de EDS no intervalo de 0,0 e 4 keV 400°C

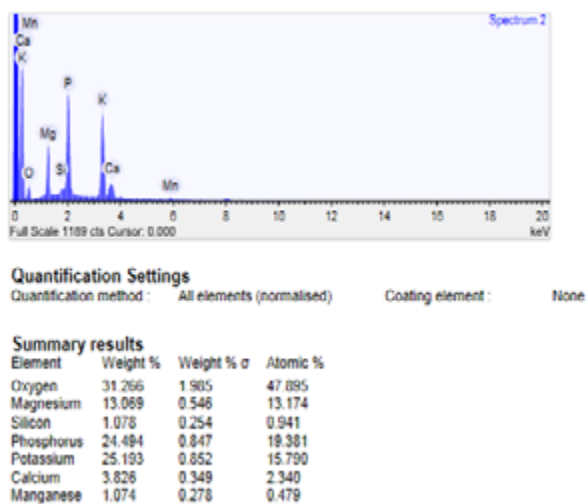


Figura 13 – Espectros de EDS no intervalo de 0,0 e 10 keV 450°C

Pelos espectros de EDS apresentados, as amostras de *biochar* pirolisadas a 400°C e 450°C apresentaram composição semelhante, com presença de oxigênio e alguns compostos inorgânicos como magnésio, alumínio, silício, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e ferro. Estes compostos são comumente encontrados em amostras de *biochar* obtidas a partir de matérias-primas provenientes de biomassa vegetal (Bourke, 2007).

4.4.4 Resultado pela de Difratometria de Raios X pelo Método do Pó (DRX)

A análise de difração de raios X (DRX) é uma técnica padrão para caracterizar a estrutura cristalina dos materiais (Silva, 2013). Os difratogramas representados nas Figuras 14 e 15 mostram a ausência de picos referentes à presença de fases mineralógicas para ambos os *biochars* de 400 e 450°C, ou seja, tem-se a presença de um material de estrutura amorfa, com cristalinidades reduzidas e possuindo uma banda larga bem definida em $2\theta = 22,5$, conforme relatado por Couto (2009) e também foi verificado por De Castro (2019b).

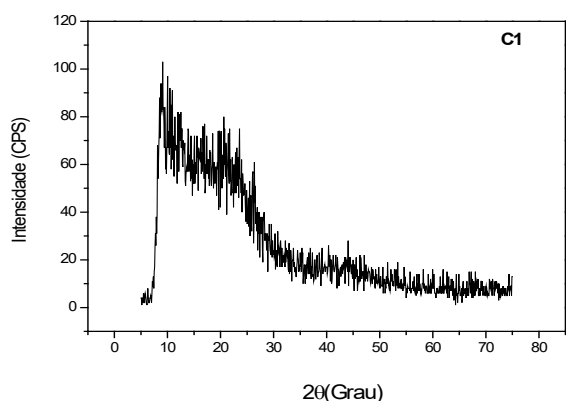


Figura 14 – Gráfico gerado através do DRX para amostra a 400°C

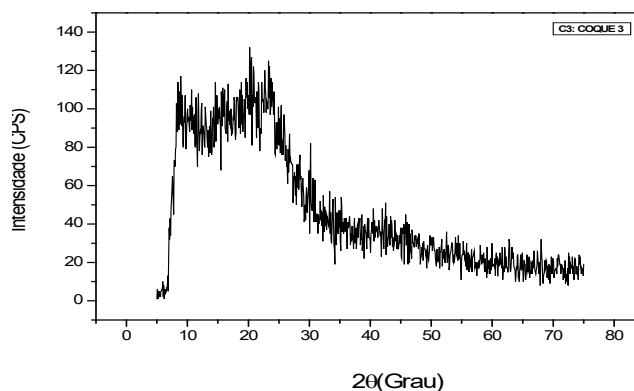


Figura 15 – Gráfico gerado através do DRX para amostra a 450°C

4.4.5 Resultados de BET

As análises realizadas pela técnica de BET fornecem informações relacionadas à área superficial das amostras e caracterização de porosidade. Na origem utilizada para a obtenção do *biochar*, as condições experimentais empregadas no processo de pirólise, principalmente a temperaturas, são determinantes para a porosidade (volume e diâmetro de poros) das

amostras. O aumento da porosidade e a variação de área de superfície alteraram os processos de adsorção das amostras pirolisadas a 400°C e 450°C (Tabela 6). Assim, pode-se estabelecer uma correlação entre as características elementares e de rendimento dos produtos finais obtidos e a variação de área superficial e porosidade. Dessa forma, a formação de poros e a maior degradação das amostras ocorrem devido às elevadas temperaturas.

Tabela 6 – Resultados de Ensaio de Área Superficial (BET) obtidos para as amostras de biochar.

AMOSTRA	ÁREA SUPERFICIAL (m ² . g ⁻¹)	VOLUME DE POROS (cm ³ . g ⁻¹)	DIÂMETRO DE POROS (nm)
400 °C	3.0596	0.000263	0.36046
450 °C	3.9583	0.001892	1.99096

De acordo com a tabela acima, a área superficial e a porosidade do *biochar* tendem a aumentar em relação à temperatura de pirólise. Notou-se para o presente estudo uma variação significativa nos diâmetros dos poros entre as amostras de 400 e 450°C. Nesse sentido, obteve-se para o *biochar* de 450°C um valor de diâmetro de poros de 1.99096 nm, que demonstra um aumento de 550% em relação à amostra de 400°C (0,36046 nm).

Amostras de *biochar* pirolisadas por Rezende (2013), utilizando a mesma origem e condições de pirólise semelhantes a este estudo, apresentaram área superficial de m².g⁻¹ e volume de poro de 1,63x10⁻³ cm³.g⁻¹. Novak *et. al.* (2009) registraram valores de área superficial de 0,52 e 1,22 m².g⁻¹ para o *biochar* de amendoim obtido em temperaturas de 400 e 500°C, respectivamente. Isso demonstra que os valores do presente trabalho estão em concordância com os reportados pela literatura.

5 CONCLUSÃO

Diante dos resultados obtidos na investigação sistemática deste trabalho quanto à verificação da disponibilidade da matéria-prima e do seu potencial energético para produção de bioadsorventes em escalas de laboratório, onde se avaliou a influência das variáveis operacionais de cada etapa de produção sobre os rendimentos e os padrões de qualidade dos *biochars* obtidos, têm-se as seguintes conclusões:

Neste trabalho se realizou a coleta, secagem, cominuição e peneiramento, obtendo-se um rendimento total de 46,83% da massa inicial em relação ao final dos processos citados acima. No processo de pirólise com a semente do caroço de açaí, gerou-se o bio-óleo e o biochar. O bio-óleo foi armazenado para posteriores estudos referente à produção de biocombustíveis. Com o *biochar* foi realizado o tratamento químico (impregnação) dele com solução de ácido clorídrico (HCl) 2,0 molar, o levantamento das curvas de adsorção líquida de acordo com as isothermas de Langmuir e Freundlich e a sua cinética de adsorção e a partir de sua ativação química com solução aquosa de ácido clorídrico (HCl) 2 mol.L⁻¹, constatando-se valores de adsorção correspondentes ao método utilizado.

Com as análises de MEV, EDS, DRX e BET, foi comprovado uma mudança significativa na estrutura superficial morfológica e composicional dos *biochars* produzidos, destacando-se a impregnação química como um possível melhoramento energético para a sua aplicação como biocombustível ou como potencial adsorvente de ácidos orgânicos, visto que se verificou a ocorrência de poros tanto nos experimentos a 400°C como para os experimentos a 450°C, porém áreas superficiais inferiores a 10 m²/g.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Lucena WM, Machado NT; **Introdução:** Lucena WM, Assunção FPC; **Materiais e Métodos:**

Lucena WM, Machado NT, Assunção FPC, De Castro DAR; **Resultados:** Lucena WM, Machado NT, Assunção FPC, De Castro DAR, Guerreiro LHH.

7 REFERÊNCIAS

- AOCS Official Method CD 3d-63. **American Oil Chemists' Society**, Acid Value, 2007.
- BENTES, E. DOS S.; HOMMA, A. K. O; SANTOS, C. A.N. DOS. Exportações de Polpa de Açaí do Estado do: situação atual e perspectivas. *In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL*, 55., 2017, Santa Maria. **Anais [...]**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2017.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Seção 1, p. 1, 2010.
- CANTRELL, K. B.; HUNT, P.G.; UCHIMIYA, M. *et al.* Impact of Pyrolysis Temperature and Manure Source on Physicochemical Characteristics of Biochar. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 107, p. 419-428, 2012.
- CAZETTA, A. L; PEZOTI, O.; BEDIN, K. C. *et al.* Magnetic Activated Carbon Derived from Biomass Waste by Concurrent Synthesis: Efficient Adsorbent for Toxic Dyes. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, Washington, DC, v. 4, n. 3, p. 1058-1068, 2016.
- CLARK, J. H.; FARMER, T. J.; HERRERO-DAVILA, L.; SHERWOOD, J. Circular Economy Design Considerations for Research and Process Development in the Chemical Sciences. **Green Chemistry**, Cambridge, v. 18, n. 14, p. 3914-3934, 2016.
- DE CASTRO, D. A. R. **Estudo do processo de pirólise de sementes de açaí** (*Euterpe oleracea* Mart.) **para produção de biocombustíveis**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Naturais) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2019a.
- DE CASTRO, D. A. R; RIBEIRO, H. J. da S.; FERREIRA, C. C. *et al.* Fractional Distillation of Bio-Oil Produced by Pyrolysis of Açaí (*Euterpe oleracea*) Seeds. *In: Ibrahim, H. A.-H. Fractionation*. [S. l.]: Intechopen, 2019b. <https://doi.org/10.5772/intechopen.79546>
- DE LIMA, A. C. P.; BASTOS, D. L. R.; CAMARENA, M. A. *et al.* Physicochemical Characterization of Residual Biomass (Seed and Fiber) from Açaí (*Euterpe oleracea*) Processing and Assessment of the Potential for Energy Production and Bioproducts. **Biomass Conversion and Biorefinery**, Berlin, v. 11, p. 925-935, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00551-w>
- DEL POZO-INSFRAN, D.; BRENES, C. H.; TALCOTT, S. T. Phytochemical Composition and Pigment Stability of Açaí

(*Euterpe oleracea* Mart.). **Journal of Agricultural Food and Chemistry**, Washington, DC, v. 52, n. 6, p. 1539-1545, 2004.

DE SOUZA, L. K. C.; GONÇALVES, A. A. S.; QUEIROZ, L. S. *et al.* Utilization of Açaí Stone Biomass for the Sustainable Production of Nanoporous Carbon for CO₂ Capture. **Sustainable Materials and Technologies**, Amsterdam, v. 25, e00168, 2020.

FAOSTAT – Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics. World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2022. FAO: Roma, 2022.

FERDINAND, F. W.; VAN DE STEENE, L.; BLAISE, K. K.; SIAKA, T. Prediction of Pyrolysis Oil Higher Heating Value with Gas Chromatography–Mass Spectrometry. **Fuel**, London, v. 96, p. 141-154, 2012.

FRAGA, T. J. M.; FRAGA, D. M. dos S. M.; DA SILVA, T. C. *et al.* Adsorption of Reactive Dyes onto Thermally Treated Waste from Aluminum Lamination. **Water Practice and Technology**, London, v. 13, n. 3, p. 629-641, 2018.

GARCÍA, J. R.; SEDRAN, U.; ZAINI, M. A. A.; ZAKARIA, Z. A. Preparation, Characterization, and Dye Removal Study of Activated Carbon Prepared from Palm Kernel Shell. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 25, n. 6, p. 5076-5085, 2018.

HEINRICH, M.; TASLEEMDHANJI, T.; CASSELMAN, I. Açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) — A Phytochemical and Pharmacological assessment of the Species' Health Claims. **Phytochemistry Letters**, Amsterdam, v. 4, n. 1, p. 10-21, 2011.

LABEGALINI, A. **Obtenção de Biochar a partir da pirólise rápida de torta de pinhão manso: uso como adsorvente e suporte**. 2013. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

LESSA, L. C. P. **Adsorção de lixiviado em carvão de caroço de açaí** (*Euterpe oleracea*). 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

LINDOLFO, M. M.; DE MATOS, G. S. B.; PEREIRA, W. V. S.; FERNANDES, A. R. Productivity and Nutrition of Fertigated Açaí Palms According to Boron Fertilization. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 42, n. 2, 2020. <https://doi.org/10.1590/0100-29452020601>

MANEERUNG, T.; LIEW, J.; DAI, Y. *et al.* Activated Carbon Derived from Carbon Residue from Biomass Gasification and Its Application for Dye Adsorption: Kinetics, Isotherms and Thermodynamic Studies. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 200, p. 350-359, 2016.

SABBE, S.; VERBEKE, W.; DELIZA, R. *et al.* Effect of a Health Claim and Personal Characteristics on Consumer Acceptance Of Fruit Juices with Different Concentrations of Açaí (*Euterpe oleracea* Mart.). **Appetite**, London, v. 53, n. 1, p. 84-92, 2009.

WANG, L.; MU, G.; TIAN, C. *et al.* Porous Graphitic Carbon Nanosheets Derived from Cornstalk Biomass for Advanced Supercapacitors. **ChemSusChem**, Weinheim, v. 6, n. 5, p. 880-889, 2013.

Síntese de estruvita a partir de biomassa algácea hidrolisada pelas vias térmica e química alcalina



Synthesis of struvite from algae biomass hydrolyzed by thermal and alkaline chemical pathways



- **Data de entrada:**
30/12/2021
- **Data de aprovação:**
09/08/2023

Miriam Patricia Loureiro^{1*} | Ricardo Franci Gonçalves¹ | Rodrigo Nunes Oss¹ | Janaína Simões Lima¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.043>

ORCID ID

Loureiro MP  <https://orcid.org/0000-0001-9442-9315>
Gonçalves RF  <https://orcid.org/0000-0002-2048-9451>

Oss RN  <https://orcid.org/0009-0006-5399-3394>
Lima JS  <https://orcid.org/0000-0002-5386-4115>

Resumo

Esta pesquisa estudou a síntese de estruvita a partir de biomassa algácea obtida no tratamento de esgoto e submetida a tratamentos hidrolíticos térmico e químico alcalino. Amostras da biomassa foram coletadas em duas lagoas de alta taxa, sendo submetidas aos tratamentos para extração do hidrolisado rico em nitrogênio e fósforo. Foram realizados testes de cristalização da estruvita com adição de dosagens de óxido de magnésio (MgO), calculadas pela relação molar de magnésio com as concentrações de fósforo total encontradas nas amostras após hidrólise, e posterior separação dos cristais formados por sedimentação. Os tratamentos térmicos se mostraram mais eficientes ao promover a destruição de sólidos voláteis e solubilização de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. A micrografia dos cristais obtidos revelou similaridade aos cristais de estruvita, exceto para algumas amostras, e os resultados evidenciaram a viabilidade técnica da recuperação de nitrogênio e fósforo da biomassa.

Palavras-chave: Esgoto. Biomassa algácea. Estruvita.

Abstract

This research studied the synthesis of struvite from algae biomass obtained from sewage treatment and subjected to hydrolytic treatments by thermal and alkaline chemical. Samples of algae biomass were collected from two High Rate Lagoons, being subjected to treatments to extract the hydrolyzate rich in nitrogen and phosphorus. Struvite crystallization tests were carried out with the addition of magnesium oxide (MgO) dosages, calculated by the molar ratio of magnesium to the concentrations of total phosphorus found in the samples after hydrolysis, and subsequent separation of the crystals formed by sedimentation. Thermal treatments proved to be more efficient when promoting solubilization of most compounds. The micrograph of the crystals obtained revealed similarity to struvite crystals, except for some samples, and the results highlighted the technical feasibility of recovering nitrogen and phosphorus from biomass.

Keywords: Sewage. Algae biomass. Struvite.

¹ Universidade Federal do Espírito Santo – Vitória – Brasil

* **Autora correspondente:** loureiro.paty@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Para atender às necessidades de uma população global em rápido crescimento, a produção agrícola e pecuária foi intensificada, resultando em poluição ambiental, mudança climática e declínio da saúde do solo (Muhmood *et al.*, 2019). Em consequência desse desenvolvimento, a necessidade de aumentar a produtividade agrícola para atender à demanda por alimentos é acompanhada por uma maior necessidade de fertilizantes (Nicolodelli *et al.*, 2016). Desta forma, o crescimento populacional global requer a intensificação da agricultura, para a qual um suprimento sustentável de fósforo (P) é essencial (Kataki *et al.*, 2016). Em paralelo a este cenário, o tratamento de águas residuárias atualmente se concentra na remoção de fósforo e nitrogênio (N) devido ao seu potencial em causar eutrofização em corpos d'água (Sena *et al.*, 2021). A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes como fósforo e nitrogênio na água. Uma das consequências da eutrofização é o aumento da quantidade de organismos como algas e plantas aquáticas. O aumento desses organismos reduz a quantidade de oxigênio no corpo hídrico, gerando a morte de peixes, além de dificultar a entrada de luz na água, atrapalhando a fotossíntese (Seção de Tecnologia da Informação, 2019).

Segundo Kataki *et al.*, (2016), uma vez que as reservas naturais de P estão diminuindo, a recuperação deste nutriente de águas residuárias e resíduos é uma perspectiva cada vez mais atrativa, principalmente porque o potencial técnico e econômico da região estará em crescimento. Além de fornecer fósforo para uso agrícola, a precipitação de fósforo a partir de resíduos e de efluentes reduz a carga destes nutrientes antes do descarte (Kataki *et al.*, 2016). Um método de recuperação de fósforo das águas residuárias é através da precipitação de fosfato de amônio e magnésio ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), ou estruvita (Sena *et al.*, 2021). A cristalização de estruvita a partir de águas residuárias tem atraído muitos interesses, visto que é uma das mais pro-

missoras tecnologias de recuperação simultânea de P e N (Huang *et al.*, 2018).

Nesse contexto, os sistemas de tratamento de águas residuárias à base de microalgas são soluções promissoras para mudar o paradigma do tratamento destas águas no que concerne à produção de energia e à recuperação de recursos (Solé-Bundó *et al.*, 2017). Uma vez que as águas residuárias podem fornecer água e nutrientes para as microalgas, muitos estudos têm sido realizados para cultivá-las em diferentes tipos de águas municipais, agrícolas e industriais (LV *et al.*, 2017; Guldhe *et al.*, 2017; Kinnunen; Rintala, 2016). Nestes sistemas, as microalgas assimilam nutrientes e produzem oxigênio, que é usado por bactérias para biodegradar a matéria orgânica e melhorar a qualidade dessas águas. As microalgas são capazes de utilizar nitrogênio e fósforo das águas residuárias junto ao CO_2 para produzir biomassa e oxigênio por meio da fotossíntese na presença de luz solar (Solé-Bundó *et al.*, 2017). Os principais estudos a respeito da produção de microalgas em esgotos sanitários focam tanto na remoção da matéria orgânica remanescente quanto na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e outros poluentes, assim como no controle das variáveis que otimizem a produção da biomassa de microalgas (Lopes, 2017).

A recuperação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na forma de estruvita obtida a partir da biomassa algácea cultivada em águas residuárias é uma forma interessante de recuperação destes efluentes como recurso utilizável. Contudo, segundo Gonzalez-Fernandez, Sialve e Molinuevo-Salces (2015), a bioderagação da biomassa microalgal é limitada devido à estrutura celular complexa. A aplicação de pré-tratamentos para romper a parede celular representa uma alternativa promissora para aumentar a biodegradabilidade de biomassa de microalgas mista composta por espécies de microalgas recalcitrantes (Juárez *et al.*, 2018). A lise (desintegração) de células de microalgas é

essencial antes da biodegradação anaeróbica. Muitas técnicas de desintegração, foram relatadas na literatura, como as seguintes: térmica, microondas, sonicação, alta pressão homogeneização, álcali, hidrólise ácida (Gonzalez-Fernandez; Sialve; Molinuevo-Salces, 2015).

Nesta pesquisa buscou-se avaliar quais as condições ideais para a síntese de estruvita, após a realização de tratamentos hidrolíticos da biomassa algácea coletada no efluente de duas lagoas de alta taxa (LATs) de uma estação de tratamento de esgoto localizada na cidade de Vila Velha, ES. Para essa avaliação, foi utilizado o óxido de magnésio (MgO) em pó (gramas), que é adicionado às amostras hidrolisadas via térmica e via química alcalina.

2 OBJETIVO

Estudar a precipitação de estruvita a partir de biomassa algácea submetida a tratamentos hidrolíticos pela via térmica e pela via química alcalina.

3 METODOLOGIA

Os experimentos foram realizados na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Piloto instalada no Parque Experimental (Figura 1), localizado em uma ETE da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), ETE Araçás (Coordenadas Geográficas 20°22'48"S, 40°19'31"W), situada no bairro Jardim Guaranhuns, em Vila Velha, Espírito Santo. Neste sistema piloto ocorre a integração do tratamento anaeróbico de esgoto sanitário com a produção de biomassa com microalgas, a geração de água de reuso e a recuperação de nutrientes (Oss, 2019).

O reator UASB 1 (em operação durante a pesquisa) é constituído de plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV). O reator tem altura útil de 4,8 m, diâmetro de 1,0 m, volume útil total de 3,78 m³. As lagoas de alta taxa foram construídas em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), com volume útil total de 13,7 m³ cada (Figura 2) e são dotadas de dois canais com comprimento de 10,0 m, largura de 2,4 m e área de 22,8 m².

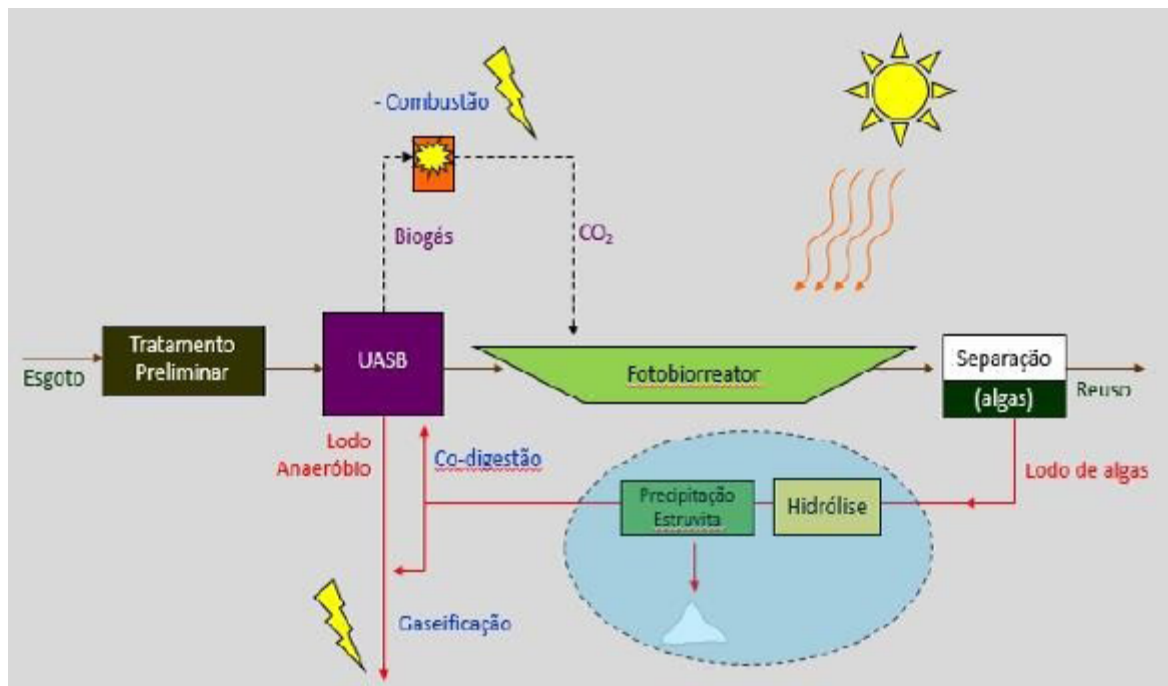


Figura 1 – Fluxograma do sistema de tratamento de esgoto da ETE Piloto.

Fonte: Gonçalves, 2007.

A coleta das amostras para a produção da biomassa algácea nesta pesquisa foi feita diariamente, no período de um mês, nas lagoas de alta taxa da ETE Piloto, de dezembro de 2020 a janeiro de 2021. A biomassa algácea coletada foi armazenada em conjunto para análises posteriores. Para as coletas, foi utilizado um sistema com uma bomba submersa da Sarlo Better SB1000A e duas bombonas de 200 L como reservatórios, tanques floculadores e flotores/decantadores. Como coagulante, foi utilizado o Tanfloc® SL da TANAC, com dosagem de 50 mg/L e agitação por 4 minutos por meio de bomba submersível Grundfos KPC 300a. Esse produto foi utilizado por ser um floculante orgânico e natural. Nas bombonas ocorreu a separação sólido-líquido, e o sobrenadante foi drenado, obtendo-se o lodo algáceo à concentração de sólidos próxima



Figura 2 – Lagoas de alta taxa da ETEpiloto.

Os tratamentos hidrolíticos foram realizados conforme metodologia proposta por Lamberti (2017). A hidrólise alcalina foi realizada com a adição de NaOH (1 M) para ajuste em pH 10,00, 11,00 e 12,00 em duplicata. Para manter os pH nos respectivos valores, foi dosada a solução de NaOH 6N a cada 30 minutos por um período de quatro horas. Esses primeiros ensaios foram feitos no

de 0,1% de sólidos totais (ST). Para aumentar a concentração de lodo algáceo para 3-4% de ST e melhorar a solubilização da matéria orgânica e nutrientes, foi utilizada a técnica de filtração através de tecido tipo voal (Figura 3) para adensamento do lodo. As amostras dessa biomassa algácea foram mantidas sob refrigeração (4°C) até o momento de realização das análises laboratoriais iniciais de caracterização e início das hidrólises térmicas e alcalinas. A caracterização da biomassa algácea foi realizada com amostra bruta sem filtração e com filtração em membrana microfiltro fibra de vidro GF-1 47 mm M. Nagel® para fins de comparação dos parâmetros de nitrogênio Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$, DQO, ST, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos voláteis (SV).



Figura 3 – Biomassa algácea concentrada após filtração em tela.

Teste de Jarro Ethik 218-2, para que ocorressem quase simultaneamente, tendo em vista que o equipamento dispõe de seis jarros de 2000 mL. Para o teste foi utilizado um volume de amostra de 2000 mL em cada jarro. No ensaio da hidrólise térmica também foi utilizado um volume de 2000 mL da amostra, distribuído em *beckers* de 500 mL. Os *beckers* foram aquecidos em banho-maria no

equipamento Nova Ética 316/9, a 70° C, 80° C e 90° C em duplicata, por um período de quatro horas, com homogeneização das amostras a cada 20 minutos. As amostras aquecidas a 70° C, 80° C e 90° C apresentaram pH 6,87, 6,69 e 6,78 após hidrólise. Após os tratamentos hidrolíticos alcalino e térmico as amostras foram centrifugadas e filtradas para a realização das análises de caracterização após hidrólises. As amostras foram preservadas em pH < 2,00 com ácido sulfúrico concentrado e mantidas sob refrigeração a 4° C até a realização das análises de caracterização. Foram realizadas as análises de NTK, N-NH₄⁺, P total, P-PO₄³⁻, DQO, ST, SST, SSV e SV. As análises realizadas das amostras hidrolisadas seguiram a metodologia proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Com base na metodologia adaptada dos trabalhos de Memelli, (2019) e de Zhang *et al*, (2012), especificamente nesta pesquisa, foi adicionado MgO às amostras hidrolisadas térmica e quimicamente, com o objetivo de sintetizar a estruvita. Os ensaios de precipitação foram feitos no equipamento Teste de Jarro Ethik 218-2 sob agitação por 30 minutos em 200 rpm. Antes da adição do MgO foi feito o ajuste do pH para 9,00 em todas as amostras, para assegurar a formação e a síntese da estruvita. As doses de MgO foram adicionadas com base na relação molar de MgO para P-PO₄³⁻ 1:1 e 1,4:1. Após a adição de MgO, as amostras foram deixadas em repouso por uma hora em cones de *Imhoff*, verificando-se, em seguida, a formação de flocos e sedimentos. Os sedimentos obtidos no cone *Imhoff* foram filtrados e secos em temperatura ambiente. Para fins comparativos, o material sedimentado foi submetido a uma avaliação quantitativa de seus pesos obtidos em balança analítica (Tabela 3).

Os cristais obtidos nos ensaios de precipitação foram visualizados no microscópio óptico Opticam 0400S. Para a análise cristalográfica, foi utilizado o método de difração de raios X do pó para a identificação e a caracterização das amostras de

precipitados obtidos nos processos hidrolíticos térmico a 90°C (proporção molar MgO:P-PO₄³⁻ 1,4:1) e químico alcalino a pH 11,00 (proporção molar MgO:P-PO₄³⁻ 1:1). Essas amostras apresentaram maior quantidade de material em massa. Esse método foi utilizado com o objetivo de avaliar as fases presentes em cada amostra e comparar o difratograma de raios X com a base de dados cristalográfica. Antes da realização de cada difração, as amostras foram maceradas. Os difratogramas (Figuras 5 e 6) foram comparados ao da estruvita padrão (Figura 7), que apresenta estrutura ortorrômbica, de acordo com a ficha padrão PDF 15-762. Para a análise de DRX foi utilizado o equipamento difratômetro Shimadzu, modelo XRD-6000.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Produção e características da biomassa algácea

A biomassa algácea adensada apresentou uma concentração de ST de aproximadamente 37,3 gST/L (3,7% ST), com o SV representando 62,8% dos sólidos totais (Tabela 1). A ST indica um adensamento muito eficiente por ocasião da coleta da biomassa algácea. Oss (2019) e Lopes (2017) estudaram as mesmas LATs deste estudo e detectaram SST médio de 89 ± 11 mg/L e 167 ± 70 mg/L, 82 ± 15 mg/L e 159 ± 38 mg/L, respectivamente, para um tempo de detenção hidráulico (TDH) de seis e três dias, e profundidade útil (H_{util}) diferentes no efluente dessas LATs. Oss (2019) calculou a produção de biomassa nas mesmas LATs estudadas nesta pesquisa a partir das concentrações de SSV e clorofila-a, concluindo que as maiores produtividades de biomassa coincidiram com as maiores concentrações de SSV. Esse autor observou uma relação biomassa algácea/SSV de 83,6%, sendo grande parte da biomassa constituída por organismos clorofilados, no caso microalgas.

A DQO média dessa biomassa algácea foi de $16,98 \pm 0,14$ g/L. A relação DQO/SSV exclusivamente do material particulado foi de 0,7 mg/mg, isto é, sem se considerar a concentração na fase líquida da biomassa algácea.

A concentração média de NTK foi de 560 mg/L, o que corresponde a uma relação NTK/SV = 2%. Esse percentual representa a porção de NTK associada exclusivamente aos sólidos orgânicos. A concentração média de fósforo total foi de 71,7 mg/L, o que

corresponde a uma relação de P total/SV = 0,3% no material particulado da biomassa algácea. Nesta pesquisa foram encontrados percentuais de SV e SSV em relação aos sólidos totais de 62,8% e 66,2%, respectivamente, sendo que os SSV constituem um percentual de 93% dos SV. Como a biomassa em questão é constituída predominantemente por microalgas (Oss, 2019), conclui-se que as concentrações de nutrientes N e P decorrem da presença de grandes quantidades destes microrganismos nela.

Tabela 1 – Estatística descritiva da caracterização da biomassa algácea.

Parâmetro	Unid.	Média	DP	Coef. Var.
ST	%	3,73	0,5	14,2
SF	%	1,30	1,3	15,3
SV	%	2,30	0,6	25,0
SV/ST	%	62,80		
SST	%	2,74	0,06	
SSV	%	2,47	0,12	
SSV/SST	%	90,20		
DQO	g/L	16,98	0,14	0,8
DQO _f	mg/L	591,00	24,0	4,1
NTK	mg/L	560,00	39,6	7,1
N-NH ₃	mg/L	378,00	19,8	5,2
P total	mg/L	71,70	9,1	12,7
PO ₄ ³⁻	mg/L	2,60	0,3	11,8

As amostras de biomassa algácea, coletadas em lagoas utilizadas como pós-tratamento de efluente de reatores UASB e caracterizadas por Lambert (2017), Ferreira (2017), Assis (2017), Boechat (2019) e Soares, Martins e Gonçalves (2020), apresentaram uma composição de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais de 92,3%, 92,3%, 73%, 60% e 71,8%, respectivamente.

4.1.2 Pré-tratamentos hidrolíticos

O principal objetivo destes processos é promover a ruptura da parede celular das microalgas para hidrolisar os polímeros de hemicelulose e

celulose, aumentando, assim, a solubilização e a biodegradabilidade da biomassa. Os resultados mostraram uma maior solubilização de DQO da biomassa algácea do que a solubilização de N e de P em todos os testes hidrolíticos (térmicos e alcalinos) (Tabela 2). De acordo com Lambert (2017), os processos hidrolíticos podem ser otimizados através do tempo de reação, da mudança de temperatura ou da pressão estabelecida, além de alterações na razão massa/volume, de forma a minimizar a produção de compostos recalcitrantes e maximizar o ataque bacteriano à parede celular algácea.

Tabela 2 – Concentração de DQO das amostras bruta filtrada e após hidrólises.

Amostra	DQO (mg/L)		NTK (mg/L)		N-NH ₄ ⁺ (mg/L)		P total(mg/L)		P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	
	Média	D.P.	Média	D.P.	Média	D.P.	Média	D.P.	Média	D.P.
Bruta Filtrada	591	24	72,52	2,0	63,84	2,4	71,7	9,1	2,6	0,3
70° C	2706	325	185,50	3,0	145,88	2,4	29,2	1,5	9,7	0,3
80° C	2846	226	286,30	6,9	195,65	0,5	28,5	3,6	4,7	0,4
90° C	3076	156	310,10	16,8	289,10	8,9	40,7	0,3	5,1	0,1
pH 10,00	1786	150	154,70	6,9	149,45	5,9	23,2	5,4	16,2	1,1
pH 11,00	2071	35	124,60	13,9	105,70	3,0	31,7	4,8	15,5	1,0
pH 12,00	3296	280	118,30	4,9	100,80	4,9	31,3	0,3	17,8	4,5

A hidrólise térmica foi mais efetiva nas três temperaturas quando comparada à hidrólise alcalina, apesar do pH 12,00 ter resultado na maior concentração de DQO após a hidrólise entre todos os testes, 3296 ± 280 mg/L. Para Rodriguez *et al.* (2015), a hidrólise alcalina solubiliza os polímeros, favorecendo sua degradação, e é mais eficiente na remoção de lignina. Os processos hidrolíticos químicos lançam mão de ácidos fortes, álcalis ou oxidantes, sendo estes caracterizados pelo seu baixo custo e pela alta eficiência (Mao *et al.*, 2015). A hidrólise à temperatura de 90° C resultou em uma concentração de DQO 3076 ± 156 mg/L. Bohutskyi, Betenbaugh e Bouwer, (2014) observaram um aumento da DQO solúvel (DQOs), de 8% a 20% na biomassa microbiana do lodo ativado sem o pré-tratamento, e de 60 a 70% na DQO total após os pré-tratamentos aplicados para melhorar a solubilização e a biodegradabilidade de biomassas. Os autores observaram que o pré-tratamento químico por adição de hidróxido de sódio ou combinado com o pré-tratamento térmico proporcionou o aumento significativo da DQOs da biomassa. As amostras da hidrólise térmica de 70° C, 80° C e 90° C tiveram um incremento de 458, 482 e 521%, enquanto que os incrementos das amostras da hidrólise alcalina de pH 10,00, pH 11,00 e 12,00 foram de 302, 345 e 558%.

Foi possível observar um aumento na concentração de NTK e N-NH₄⁺ em todas as amostras hidrolisadas em relação à amostra bruta da biomassa algácea filtrada. Nas amostras da hidrólise térmica de 70° C, 80° C e 90° C o aumento foi de 256, 395 e 428% na concentração de NTK. Nas amostras submetidas à hidrólise alcalina com pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 o aumento foi de 213, 172 e 163% na concentração de NTK, respectivamente. Em relação à concentração de N-NH₄⁺, as amostras da hidrólise térmica de 70° C, 80° C e 90° C apresentaram um incremento de 229, 306 e 453% da sua concentração e maior solubilização destes compostos em relação à hidrólise alcalina. As amostras da hidrólise alcalina de pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 tiveram um aumento de concentração de N-NH₄⁺ de 234, 166 e 158%, respectivamente.

No tocante à hidrólise térmica, foi nítido o acréscimo na concentração de NTK e N-NH₄⁺ no filtrado com o aumento da temperatura, assim como o pH quase neutro ao final do teste. Na hidrólise alcalina não foi possível perceber o mesmo acréscimo das concentrações de compostos nitrogenados com aumento do pH. De acordo com Von Sperling (2005), em pH próximo a 9,50, cerca de 50% da amônia se encontra na forma de NH₃ e 50% na forma de NH₄⁺. Para valores de pH maiores que

11,00, há a predominância de amônia livre (NH_3), que é passível de remoção por volatilização.

No tocante às concentrações de ortofosfato, as amostras da hidrólise térmica de 70° C, 80° C e 90° C apresentaram um aumento percentual de 371, 181 e 197% no líquido filtrado. As amostras da hidrólise alcalina pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 tiveram um aumento percentual de 617, 591 e 678%. A amostra bruta sem filtração apresentou concentração de P-PO_4^{3-} de $71,66 \pm 9,1$ mg/L. A concentração de P-PO_4^{3-} , após a hidrólise térmica, aumentou nas amostras de temperatura de 90° C em relação às de temperaturas de 70 e 80° C. Na hidrólise alcalina houve aumento na concentração de P-PO_4^{3-} , com o aumento do pH e as maiores concentrações para o pH 11,00 e pH 12,00, que apresentaram os valores de $31,70 \pm 4,8$ e $31,30 \pm 0,3$ mg/L, respectivamente. O aumento percentual na hidrólise alcalina foi maior em relação à hidrólise térmica, no entanto, não houve acréscimo e nem redução proporcional ao aumento do pH.

A partir dos resultados obtidos, observou-se que os processos térmicos obtiveram melhor solubilização

para os compostos NTK e N-NH_4^+ . O rompimento da parede celular ocasionou a solubilização do conteúdo intracelular, incrementando a concentração destes compostos nas amostras hidrolisadas. Em relação à hidrólise alcalina, observou-se um aumento das concentrações de SDT das amostras hidrolisadas em decorrência da ruptura da parede celular de algas e bactérias, da quebra de material estrutural da biomassa e também da adição do próprio álcali à suspensão. As concentrações de NTK e P-PO_4^{3-} se mostraram elevadas o suficiente para se cotejar a recuperação destes nutrientes através da síntese de cristais de estruvita.

4.1.3 Ensaios de síntese da estruvita

O resultado da cristalização e síntese dos cristais de estruvita pode ser visualizado nas Figuras 4 (a) e (b). A massa de sólidos totais precipitada variou substancialmente entre os ensaios, constituindo os principais parâmetros de influência, o tipo de tratamento hidrolítico e a relação molar MgO/P-PO_4^{3-} decorrente da dosagem de magnésio à amostra de biomassa (Tabela 3).

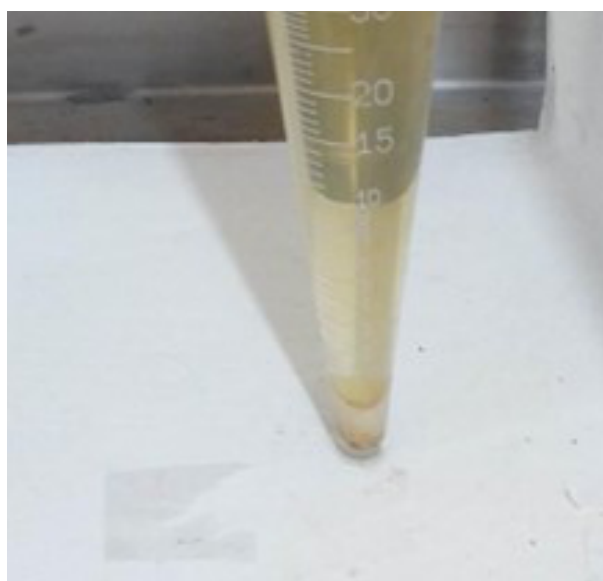
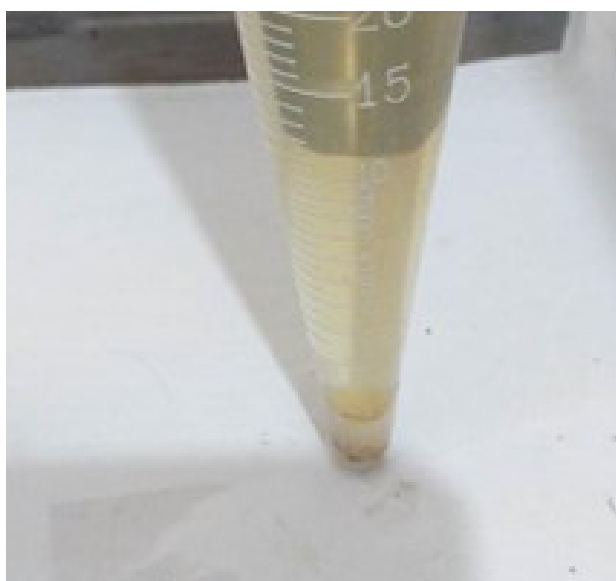


Figura 4 – Sedimentos obtidos no cone *Imhoff* (a), (b).

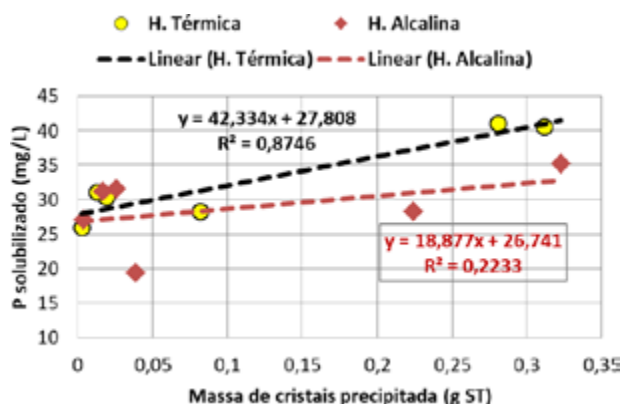


Figura 5 – Regressões lineares entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P solúvel na biomassa algácea hidrolisada.

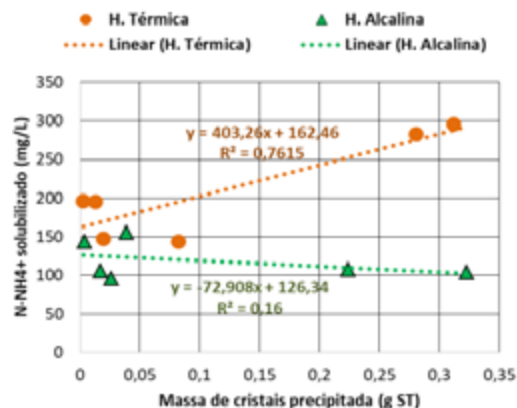


Figura 6 – Regressões lineares entre a massa de cristais precipitados e a concentração de N-NH₄⁺ solubilizada na biomassa algácea hidrolisada.

Tabela 3 – Comparativo do material precipitado em (g).

Amostra	Proporção molar MgO/P-PO ₄ ³⁻	Massa do precipitado (g)
70 °C	1:1	0,0821
70 °C	1,4:1	0,0194
80 °C	1:1	0,0028
80 °C	1,4:1	0,0132
90 °C	1,4:1	0,312
90 °C	1:1	0,2809
pH 10,00	1,4:1	0,0387
pH 10,00	1:1	0,004
pH 11,00	1:1	0,3228
pH 11,00	1,4:1	0,2242
pH 12,00	1:1	0,0169
pH 12,00	1,4:1	0,026

Os resultados indicam uma relação direta entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P solubilizada nos pré-tratamentos hidrolíticos da biomassa algácea (Tabela 3 e Figura 5). Observou-se também uma maior eficiência de cristalização das amostras hidrolisadas termicamente, que apresentaram uma relação direta entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P nelas solubilizada. Na regressão linear realizada entre estas duas variáveis, o coeficiente de determi-

nação foi de $R^2 = 0,87$, mostrando que o modelo de regressão se ajusta bem aos dados utilizados. Ainda que apontando para uma tendência similar, este ajuste dos dados à curva teórica não foi observado nos testes com as amostras hidrolisadas pela via química alcalina. A regressão linear apresentou um coeficiente de determinação muito baixo ($R^2 = 0,22$), indicando que a concentração de P solubilizado não explica muitas das variações da massa de cristais precipitados. Não obstante, a figura 5

indica a quase independência entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P no hidrolisado alcalino, uma vez que, à exceção de um ponto discrepante (Massa de cristais = 0,04 mg/L e P = 19,5 mg/L), esta última variou em uma faixa estreita de valores (27 a 35 mg/L) e a primeira entre (0,01 e 0,32 mg/L). Isso indica que a síntese da estruvita ocorreu em condições não limitantes de disponibilidade de fósforo em todos os ensaios. Por outro lado, duas tendências opostas foram observadas no tocante à relação entre a massa de cristais precipitados e a concentração de N-NH_4^+ solubilizada nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente (Tabela 3 e Figura 6). Nos testes com o hidrolisado térmico, o modelo de regressão linear se ajustou bem aos dados utilizados, indicando que os dois fatores estão relacionados ($R^2 = 0,76$). O aumento da concentração de N-NH_4^+ foi seguido pelo aumento proporcional da massa de cristais precipitados, com um coeficiente angular da reta igual a 403,26 mg N-NH_4^+ /gST. Por outro lado, no caso da hidrólise alcalina, as maiores massas de cristais precipitados ocorreram nas menores concentrações de

N-NH_4^+ , com um $R^2 = 0,16$ e coeficiente angular da reta negativo (-72,9 mg N-NH_4^+ /gST precipitado). Essa fraca correlação também indica uma independência entre as duas variáveis, tendo em vista que a variação da massa de cristais precipitados (0,01 a 0,32 mg/L) é muito maior do que a da concentração de N-NH_4^+ solubilizado (100 a 150 mg/L). Por isso, fica evidente que os testes de síntese de estruvita ocorreram em condições não limitantes no tocante à concentração de nitrogênio amoniacal.

4.1.4 Micrografia e cristalografia dos cristais obtidos na síntese

As estruturas morfológicas das amostras de cristais precipitados obtidas nesta pesquisa são similares às imagens de cristais de estruvita apresentadas por Leela *et al.* (2019), Babić-Ivančić, Kontrec e Brečević (2004), Kontrec, Babić-Ivančić e Brečević (2005) e Munch e Barr (2001) (Figuras 7a, 7b, 7c e 7d). A morfologia dos cristais observados ao microscópio assemelha-se à da forma ortorrômbica, composta por um prisma reto e uma base rômica, típica dos cristais de estruvita (Figura 8). (Munch; Barr, 2001).

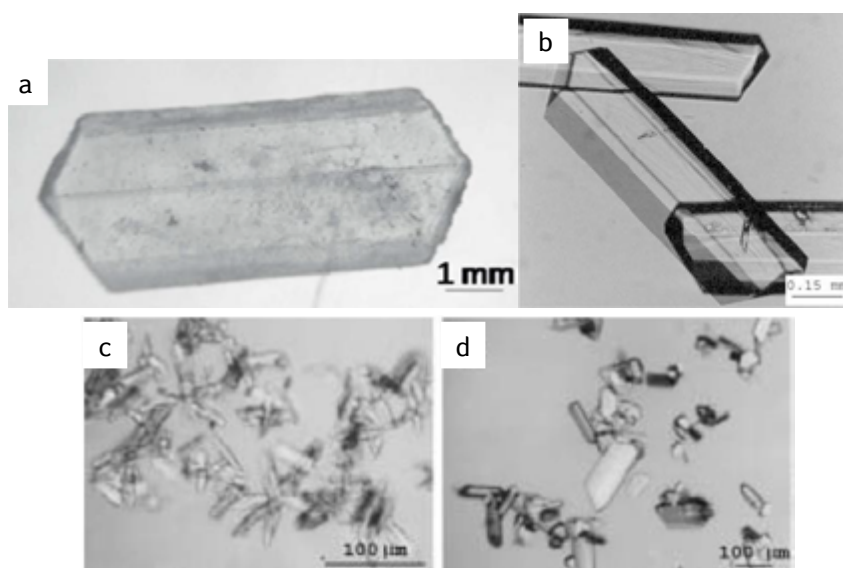


Figura 7 – Micrografia óptica do cristal da estruvita (a), (b), (c), (d)

Fonte: Leela *et al.* (2019) (Figura a); Babić-Ivančić *et al.* (2004) (Figura b); Kontrec, Babić-Ivančić e Brečević (2005) (Figuras c e d).

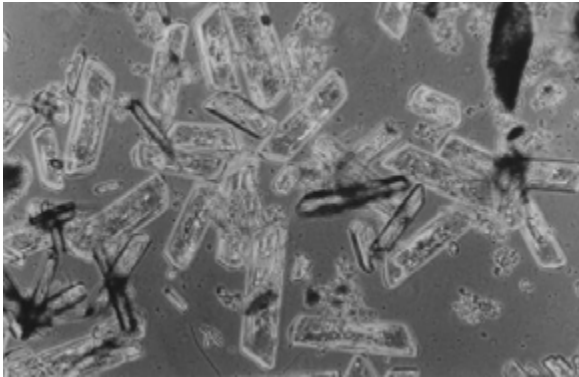


Figura 8 – Micrografia do cristal trapezoidal típico da estruvita

Fonte: Munch e Barr (2001).

A morfologia dos cristais obtidos nos ensaios de precipitação é apresentada pelas Figuras 9, 10, 11 e 12.

Os resultados após cálculo das fases cristalográficas presentes são apresentados na Tabela 4. Estes resultados foram obtidos a partir da análise dos difratogramas das Figuras 14 e 15 e comparadas à Figura 13 do difratograma de referência da estruvita, indicando que a amostra hidrolisada pela via alcalina apresentou maior concentração de estruvita (65,7%), seguida de moscovita (7,8%). A moscovita é um mineral, geralmente incolor, muito comum nos granitos, do grupo dos filossilicatos.

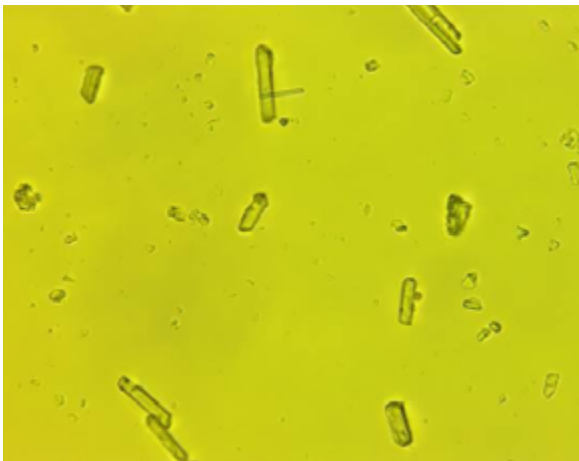


Figura 9 – Cristais da amostra 70° C relação molar 1:1 de Mg para $P-PO_4^{3-}$

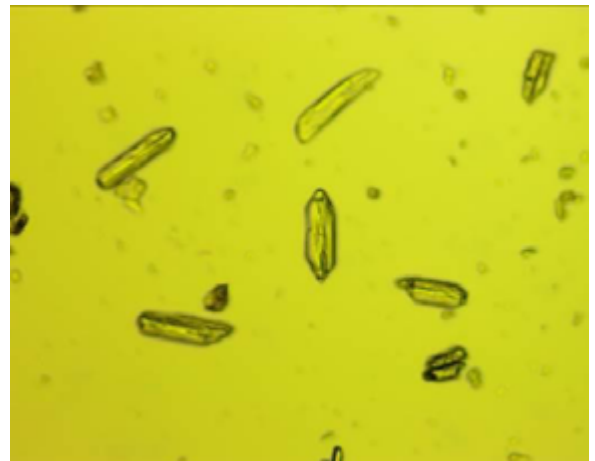


Figura 10 – Cristais da amostra 70° C relação molar 1,4:1 de MgO para $P-PO_4^{3-}$

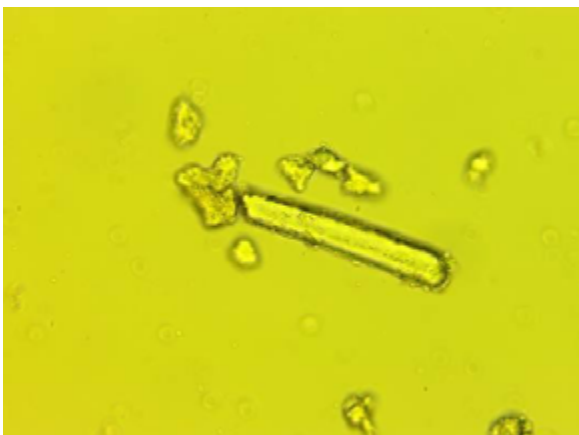


Figura 11 – Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1:1 de MgO para $P-PO_4^{3-}$

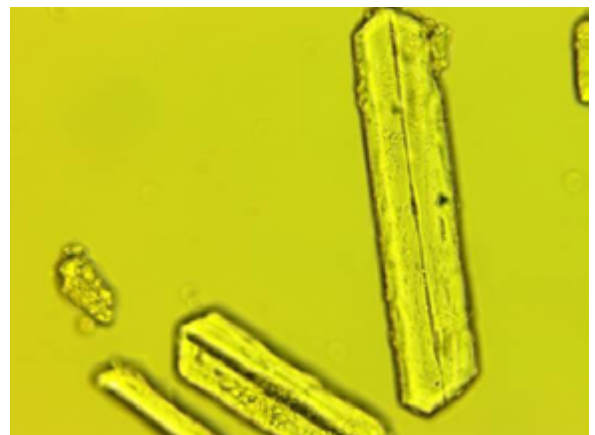


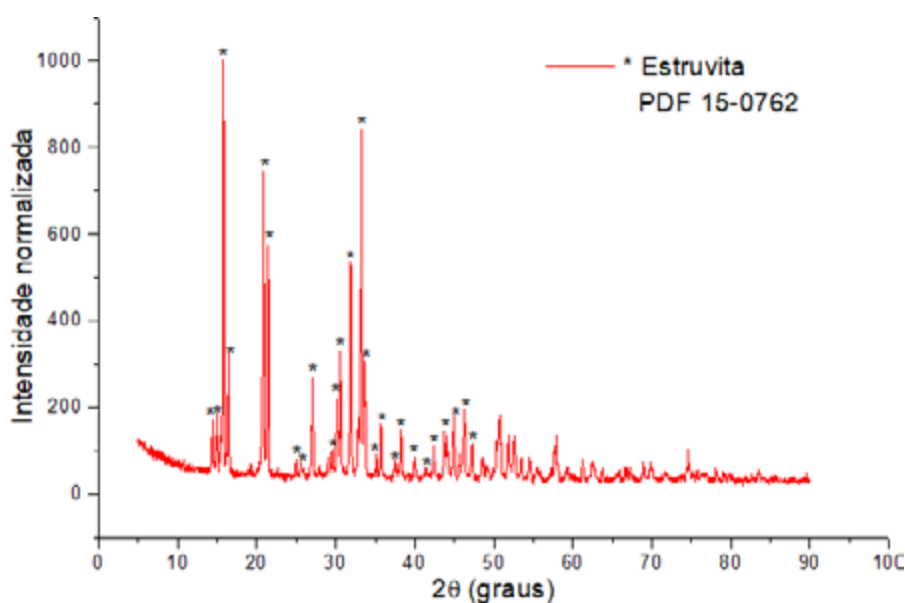
Figura 12 – Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1,4:1 de MgO para $P-PO_4^{3-}$

Tabela 4 – Resultados das fases cristalográficas presentes

Descrição	Sistema cristalino	Amostras (Proporção molar MgO:P-PO ₄ ³⁻)	
		pH 11,00 (1:1)	90 °C (1,4:1)
PDF 15-0762 (Estruvita) (NH ₄ MgPO ₄ ·6H ₂ O) (%)	Ortorrômbico	65,7	59,0
PDF 6-263 (Moscovita) ((KAl ₂ (Si ₃ Al)O) ₁₀ ((OH,F) ₂) (%)	Monoclínico	7,8	10,2
PDF 6-484 (Artinita) (((Mg ₂ CO) ₃ (OH)) ₃ H ₂ O) (%)	Monoclínico	5,9	6,8
PDF 1-739 (Albita) NaAlSi ₃ O ₈ (%)	Triclínico	2,6	2,0
PDF 7-239 (Brucita) (Mg(OH) ₂) (%)	Hexagonal	2,3	1,2
PDF 5-490 (Quartzo) (SiO ₂) (%)	Hexagonal	1,2	3,3
Picos não identificados (%)		14,5	17,5

A amostra hidrolisada termicamente (T = 90° C) também apresentou a estruvita como sendo o cristal com maior concentração no material precipitado, atingindo 59% da massa total. Também na amostra hidrolisada por via química alcalina (pH 11,00), o cristal com a segunda maior concentração no precipitado foi a moscovita (10,2%). Também foram identificados picos de materiais na análise de DRX que cristalizaram em picos não

identificados, perfazendo 14,5% da massa das amostras de hidrólise térmica e 17,5% das amostras de hidrólise alcalina. Estes resultados indicam uma afinidade levemente superior da cristalização pelos íons K⁺ nos testes de hidrólise térmica e pelos íons Mg⁺² nos testes com hidrólise alcalina. Estes compostos foram considerados como impurezas de baixa intensidade e não tiveram interferência na análise (Tabela 4).

**Figura 13** – Difratograma da amostra de pH 11,00 proporção molar 1:1 MgO/P-PO₄³⁻

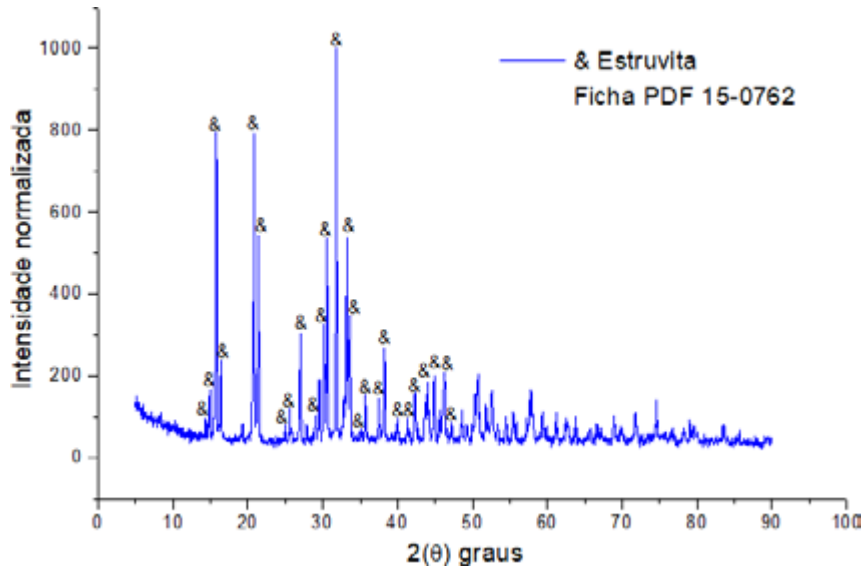


Figura 14 – Difratograma da amostra de 90°C proporção molar 1,4:1 MgO/P-PO₄³⁻

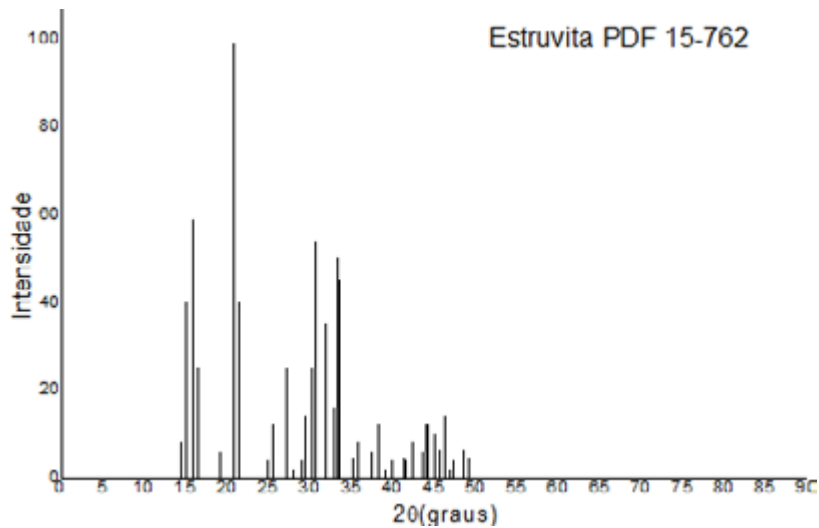


Figura 15 – Difratograma de referência - estruvita

Fonte: Banco de dados do Laboratório de Materiais Carbonosos e Cerâmicos – UFES.

5 CONCLUSÃO

A biomassa algácea coletada a partir de duas LATs que tratam esgoto sanitário apresentou elevados teores de ST, SV, NTK e de P-PO₄³⁻. Os tratamentos hidrolíticos pela via térmica e pela via química alcalina se mostraram satisfatórios para a solu-

bilização de NTK, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻ e PO₄³⁻, DQO e SDT e síntese de estruvita a partir de biomassa algácea. As melhores condições de hidrólise observadas foram para os processos térmicos que apresentaram melhor solubilização para a maioria dos compostos analisados. Os ensaios de precipitação da biomassa algácea se revelaram

favoráveis e apontaram que os melhores processos de solubilização de íons $P-PO_4^{3-}$ foram também os que apresentaram precipitados de maior peso em massa e percentual de estruvita acima de 50%. Os resultados de DRX revelaram que as amostras hidrolisadas pela via química alcalina e termicamente apresentaram as seguintes fases (compostos): estruvita (ortorrômbica), moscovita (monoclínica), artinita (monoclínica), albita (triclínica), brucita (hexagonal), quartzo (hexagonal) e picos não identificados, com predominância de estruvita para a amostra hidrolisada via química alcalina (pH 11,00, proporção 1:1 MgO/P- PO_4^{3-}), que apresentou percentual de 65,7%, e para a amostra hidrolisada termicamente ($T = 90^\circ C$, proporção 1,4:1 MgO/P- PO_4^{3-}) 59%. A amostra hidrolisada $T = 90^\circ C$ também apresentou melhor solubilização dos compostos NTK, $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$ e DQO. Contudo, a amostra de pH 11,00 apresentou maior peso em massa de cristais precipitados e maior percentual de estruvita, sendo assim, para esta pesquisa, a amostra hidrolisada termicamente se mostrou mais propensa para viabilizar a recuperação de nutrientes (N e P) através da síntese de cristais de estruvita. A morfologia dos cristais variou de acordo com parâmetros como temperatura, pH, molaridade de cada amostra. Não obstante, percebeu-se pela micrografia dos cristais a superfície com quinas características e a forma típica trapezoidal da estruvita na maioria das amostras.

Conclui-se que a recuperação de fósforo e nitrogênio através da síntese de estruvita a partir da biomassa algácea cultivada com esgoto sanitário apresenta-se como uma alternativa atraente sob o ponto de vista sanitário e ambiental, sobretudo quando se pensa na sua utilização como insumo agrícola.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo; Introdução; Materiais e Métodos; Resultados (Planejamento, implementação e

desenvolvimento da pesquisa; escrita; Coleta de amostras; Análises laboratoriais; Análise dos dados; Discussão dos resultados; Escrita da segunda versão; Ampliação do texto; Revisão): Loureiro MP e Oss RN; **Resumo; Introdução; Materiais e Métodos; Resultados** (Orientação; Planejamento, implementação e desenvolvimento da pesquisa; Análise dos dados; Escrita da segunda versão; Ampliação do texto; Discussão dos resultados; Revisão): Gonçalves RF; **Materiais e Métodos; Resultados** (Análises laboratoriais; Análise dos dados; Discussão dos resultados): Lima, JS.

7 AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Espírito Santo-UFES e à Cia Espirito Santense de Saneamento-CESAN pelo estímulo ao desenvolvimento, colaboração e suporte intelectual e experimental em cada fase deste Projeto.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. **American Public Health Association**, Washington, DC, 2012.
- ASSIS, T. I. **Codigestão anaeróbia de esgoto sanitário e lodo algáceo em reatores anaeróbios do tipo UASB**. 2017. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- BABIĆ-IVANČIĆ, V.; KONTREC, J.; BREČEVIĆ, L. Formation and Transformation of Struvite and Newberyite in Aqueous Solutions under Conditions Similar to Physiological. **Urological Research**, Berlin, v. 32, p. 350-356, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00240-004-0427-5>
- BOECHAT, G. P. M. **Codigestão anaeróbia de biomassa de microalgas e esgoto sanitário em reator UASB**. 2019. Dissertação (Mestrado. em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.
- BOHUTSKYI, P.; BETENBAUGH, M. J.; BOUWER, E. J. The Effects of Alternative Pretreatment Strategies on Anaerobic Digestion and Methane Production from Different Algal Strains. **Bioresource Technology**, Barking, v. 155, p. 366-372, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.095>
- FERREIRA, G. H. L. **Avaliação do potencial metanogênico da biomassa algácea submetida à hidrólise térmica e hidrólise**

- alcalina**. Orientador: Ricardo Franci Gonçalves. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; SIALVE, B.; MOLINUEVO-SALCES, B. Anaerobic Digestion of Microalgal Biomass: Challenges, Opportunities and Research Need. **Bioresource Technology**, Barking, v. 198, p. 896-906, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.095>
- GULDHE, A. *et al.* Heterotrophic Cultivation of Microalgae using Aquaculture Wastewater: A Biorefinery Concept for Biomass Production and Nutrient Remediation. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 99, p. 47-53, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.013>
- HUANG, H. *et al.* DOLOMITE application for the Removal of Nutrients from Synthetic Swine Wastewater by a Novel Combined Electrochemical Process. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 335, p. 665-675, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.013>
- JUÁREZ, J. M. *et al.* Effect of Pretreatments on Biogas Production from Microalgae Biomass grown in Pig Manure Treatment Plants. **Bioresource Technology**, Barking, v. 257, p. 30-38, 2018.
- KATAKI, S. *et al.* Phosphorus Recovery as Struvite from Farm, Municipal and Industrial Waste: Feedstock Suitability, Methods and Pre-Treatments. **Waste Management**, v. 49, p. 437-454, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.003>
- KINNUNEN, V.; RINTALA, J. The Effect of Low-Temperature Pretreatment on the Solubilization and Biomethane Potential of Microalgae Biomass Grown in Synthetic and Wastewater Media. **Bioresource Technology**, Barking, v. 221, p. 78-84, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.017>
- KONTREC, J.; BABIĆ-IVANČIĆ, V.; BREČEVIĆ, L. Formation and Morphology of Struvite and Newberyite in Aqueous Solutions at 25 and 37° C. **Collegium Antropologicum**, Zagreb, v. 29, n. 1, p. 289-294, 2005.
- LAMBERTI, G. G. **Solubilização de matéria orgânica e nutrientes do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização através de processos hidrolíticos alcalino e térmico**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- LEELA, S. *et al.* Characterization of Struvite Produced by an Algal Associated Agarolytic Bacterium *Exiguobacterium aestuarii* St. SR 101. **Journal of Pure and Applied Microbiology**, Bhopal, v. 13, n. 2, p. 1227-1234, 2019.
- LOPES, N. T. **Influência do tempo de detenção hidráulica e da profundidade no desempenho de lagoas de alta taxa aplicadas ao pós-tratamento de efluente de reatores UASB**. 2017. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- LV, J. *et al.* Effect of Sulfate Ions on Growth and Pollutants Removal of Self-Flocculating Microalga *Chlorococcum* sp. GD in Synthetic Municipal Wastewater. **Bioresource Technology**, Barking, v. 234, p. 289-296, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.061>
- MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 45, p. 540-555, 2015.
- MEMELLI, S. M. **Produção de estruvita (MgNH₄PO₄.6H₂O) a partir da urina humana através de precipitação induzida por íons de magnésio**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.
- MUHMOOD, A. *et al.* Formation of Struvite from Agricultural Wastewaters and Its Reuse on Farmlands: Status and Hindrances to Closing the Nutrient Loop. **Journal of Environmental Management**, London, v. 230, p. 1-13, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.030>
- MUNCH, E.; BARR, K. Controlled Struvite Crystallization for Removing Phosphorus from Anaerobic Digester Side Streams. **Water Research**, Amsterdam, v. 35, p. 151-159, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00236-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00236-0)
- NICOLODELLI, G. *et al.* Double Pulse Laser Induced Breakdown Spectroscopy: a Potential Tool for the Analysis of Contaminants and Macro/Micronutrients in Organic Mineral Fertilizers. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 565, p. 1116-1123, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.153>
- OSS, R. N. **Produção de biomassa com microalgas em lagoa de alta taxa aplicada ao pós-tratamento de um reator UASB tratando esgoto sanitário visando a produção de carvão ativado**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2019.
- RODRIGUEZ, C. *et al.* Pre-Treatment Techniques Used for Anaerobic Digestion of Algae. **Fuel Processing Technology**, Amsterdam, v. 138, p. 765-779, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.06.027>
- SEÇÃO DE TECNOLOGIA DA INFORMAÇÃO. Recuperação de recursos no tratamento de esgoto. **INCT. ETES SUSTENTÁVEIS**, Belo Horizonte, 8 out. 2019. Disponível em: <http://etes-sustentaveis.org/recuperacao-recursos-no-tratamento-de-esgoto/>. Acesso em: 18 abr. 2021.
- SENA, M. *et al.* Environmental Impacts of Phosphorus Recovery through Struvite Precipitation in Wastewater Treatment. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 280, p. 124222, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124222>

SOARES, R. B.; MARTINS, M. F.; GONÇALVES, R. F. Thermochemical Conversion of Wastewater Microalgae: The Effects of Coagulants Used in the Harvest Process. **Algal Research**, Amsterdam, v. 47, p. 101864, 2020.

SOLÉ-BUNDÓ. *et al.* Enhancement of Microalgae Anaerobic Digestion by Thermo-Alkaline Pretreatment with Lime (CaO). **Algal Research**, Amsterdam, v. 24, p. 199-206, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.025>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

ZHANG D. *et al.* Optimization of Struvite Crystallization Protocol for Pre-Treating the Swine Wastewater and Its Impact on Subsequent Anaerobic Biodegradation of Pollutants. **Bioresource Technology**, Barking, v. 116, p. 386-395, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.107>



Reator de leito empacotado com aeração intermitente, combinado com um reator UASB, tratando esgoto real: remoção de demanda química de oxigênio e nitrogênio total e análise de custos de energia




- **Data de entrada:** 23/07/2023
- **Data de aprovação:** 09/08/2023

Intermittent aerated packed bed reactor combined with an UASB reactor treating real sewage: COD and TN removal and energy costs analysis

João Guilherme Baggio de Oliveira¹ | Rafael Polak¹ | Rafael Brito Moura² | Tatiane Martins de Assis^{1*} | Ana Cláudia Barana¹ DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.044>

ORCID ID

Oliveira JGB  <https://orcid.org/0000-0003-0445-5240>
Polak R  <https://orcid.org/0009-0003-6587-4788>

Moura RB  <https://orcid.org/0000-0002-0273-5663>
Assis TM  <https://orcid.org/0000-0002-8795-1823>
Barana AC  <https://orcid.org/0000-0003-0445-5240>

Resumo

Este estudo avaliou, durante 671 dias, a remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e de nitrogênio total (NT), em um reator de leito empacotado em escala piloto de 5,65 m³, tratando a mistura esgoto bruto: efluente de *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB). O meio suporte usado no reator foi o Biobob® (espuma de poliuretano com estrutura externa de polipropileno). Foram testados tempos de retenção hidráulica (TRHs) de 12 e 10h; e taxa de reciclo: alimentação de 2:1. As condições de aeração do estudo foram: contínua, 60 min aerando/120 min sem aeração; e 120 min aerando/60 min sem aeração. A DQO afluente variou entre 317±53 e 599±129 mg.L⁻¹; e a TKN, entre 35±10 e 56±10 mg.L⁻¹. Não houve diferença estatística nas eficiências de redução de DQO (76 e 87%). A remoção de NT média foi de 68%. A nitrificação foi um fator limitante do processo e seu melhor desempenho ocorreu nas condições aeração contínua e 120 min de aeração, respectivamente. Concluiu-se que o reator estudado é eficiente na remoção simultânea de DQO e NT, sendo uma alternativa viável para o tratamento e pós-tratamento de esgoto sanitário.

Palavras-chave: Nitrificação. Desnitrificação. NDS. Aeração intermitente.

Abstract

This study evaluated chemical oxygen demand (COD) and total nitrogen (TN) removal in a 5.65-m³ pilot scale packed bed reactor, treating raw sewage: the UASB effluent reactor for 671 days. The microbial support used in the reactor was the Biobob® (a polyurethane foam with an external polypropylene structure). HRT of 12 and 10 h and a recirculation:feed 2:1 ratio were tested. The aeration times tested were continuous aeration, 60 min aerating/120 min without aeration; and 120 min aerating/60 min without aeration. The influent COD varied

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa – Ponta Grossa – Paraná – Brasil

² Universidade Federal de Alfenas – Alfenas – Minas Gerais – Brasil

* **Autora correspondente:** tatianemassis@yahoo.com.br

from 317 ± 53 to 599 ± 129 mg.L^{-1} and that of TKN, from 35 ± 10 to 56 ± 10 mg.L^{-1} . COD reduction efficiencies varied from 76 to 87%. Moreover, this study removed 68% of TN. Nitrification was the limiting factor in the process and its better result entailed the following conditions: continuous aeration and 120 min of aeration, respectively. The studied reactor efficiently removes COD and TN, offering a viable alternative for sanitary sewage treatment and post-treatment.

Keywords: Nitrification. Denitrification. SND. Intermittent aeration.

1 INTRODUÇÃO

É consenso que a realidade econômica, social e ambiental de países subdesenvolvidos e em desenvolvimento exige a busca incessante de alternativas sustentáveis que contemplem baixos custos de implantação, operação e manutenção no tratamento de efluentes. Tal realidade levou diversos países – como Brasil, Colômbia, Índia e alguns países africanos – a adotar reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) como solução para o tratamento de esgotos sanitários (Chernicharo *et al.*, 2018; Mazhar *et al.*, 2021; Vassalle *et al.*, 2020).

Apesar de apresentarem significativa capacidade de remoção de matéria orgânica, os reatores UASB não foram concebidos para promover uma eficiente remoção de nutrientes, levando à necessidade de implantação de sistemas de pós-tratamento para diminuição da concentração de compostos nitrogenados (Lysowyj; Wright, 2020).

Convencionalmente, a remoção de nitrogênio é realizada em duas etapas distintas: a nitrificação e a desnitrificação. Cada uma delas ocorre sob condições antagônicas, de modo que, para sua completa remoção, há necessidade de duas ou mais unidades, aumentando os custos de construção e operação desses sistemas (Chen; Ni, 2012).

O lançamento de águas residuárias contendo compostos nitrogenados tem um importante impacto sobre a saúde e o meio ambiente (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016). Os impactos ambientais adversos associados ao nitrogênio amoniacal

incluem: eutrofização; toxicidade para organismos aquáticos; e depleção de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores, causado pela oxidação bacteriana de amônia a nitrato (Metcalf & Eddy, Inc., 2003).

Visando buscar alternativas aos processos convencionais de remoção de nitrogênio, vários estudos estão sendo realizados para o fim de obter sistemas que promovam a remoção de nitrogênio em uma única etapa de tratamento. Entre as possibilidades, pode-se citar a nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) em reator de leito fixo de espuma e biomassa aderida (Barana *et al.*, 2013; Damianovic; Foresti, 2012; Fulazzaky *et al.*, 2015; Jenzura *et al.*, 2018; Moura; Leick *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015; Zinatizadeh *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2007).

Nesse tipo de reator, bactérias nitrificantes se encontram ativas em regiões aeróbias; e, nos ambientes anóxicos, onde o aceptor final de elétrons é o nitrato, estão localizadas as bactérias desnitrificantes (Barana *et al.*, 2013; Jenzura *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015). Tudo isso ocorre em uma única unidade de reação, na qual o gradiente de oxigênio dissolvido (OD) no biofilme direciona a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente.

Embora vários autores tenham realizado estudos com reator de leito fixo em espuma para o pós-tratamento de efluente de UASB (Jenzura *et al.*, 2018; Moraes; Orrú; Foresti, 2013; Souza *et al.*, 2021; Wosiack *et al.*, 2015), não se tem notícia

sobre avaliação da nitrificação/desnitrificação simultâneas utilizando-se esgoto real como doador de elétrons e sob diferentes condições de aeração.

Dentro do contexto apresentado, esta pesquisa, em escala piloto, teve por objetivo proporcionar a obtenção de parâmetros operacionais e construtivos para remoção de matéria orgânica e nitrogenada em reator de leito empacotado com aeração intermitente e recirculação do efluente no tratamento de esgoto sanitário, utilizando Biobob® como meio suporte. Ademais, apresentou-se a potência instalada e os gastos energéticos com esse novo reator.

2.2 METODOLOGIA

2.1 Local do experimento

O reator foi instalado em uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE) com capacidade para receber 80 L.s⁻¹ de esgoto. A ETE é composta por sistema de tratamento preliminar, com grade e

desarenador; tratamento secundário, com reator UASB seguido por sedimentador de placas paralelas; e um filtro anaeróbio (FAN) de fluxo ascendente preenchido com pedra brita.

2.2 Aparato experimental

O reator em escala piloto foi construído em fibra de vidro com volume total de 5,65 m³, diâmetro de 1,5 m e altura de 3,2 m. É constituído por três compartimentos distintos: (i) leito de mistura; (ii) leito de Biobob®; e (iii) câmara de saída do efluente (Figura 1).

Como suporte para a imobilização da biomassa, utilizou-se um dispositivo comercial chamado Biobob®, como mostra a Figura 2. O Biobob® consiste em uma matriz de poliuretano, envolta por uma estrutura de polipropileno, com geometria cilíndrica de 45 mm de diâmetro, 60 mm de altura e porosidade de 90% (Araujo, 2014). O Biobob® foi desenvolvido, produzido e cedido para esta pesquisa pela empresa Bio Proj Tecnologia Ambiental.

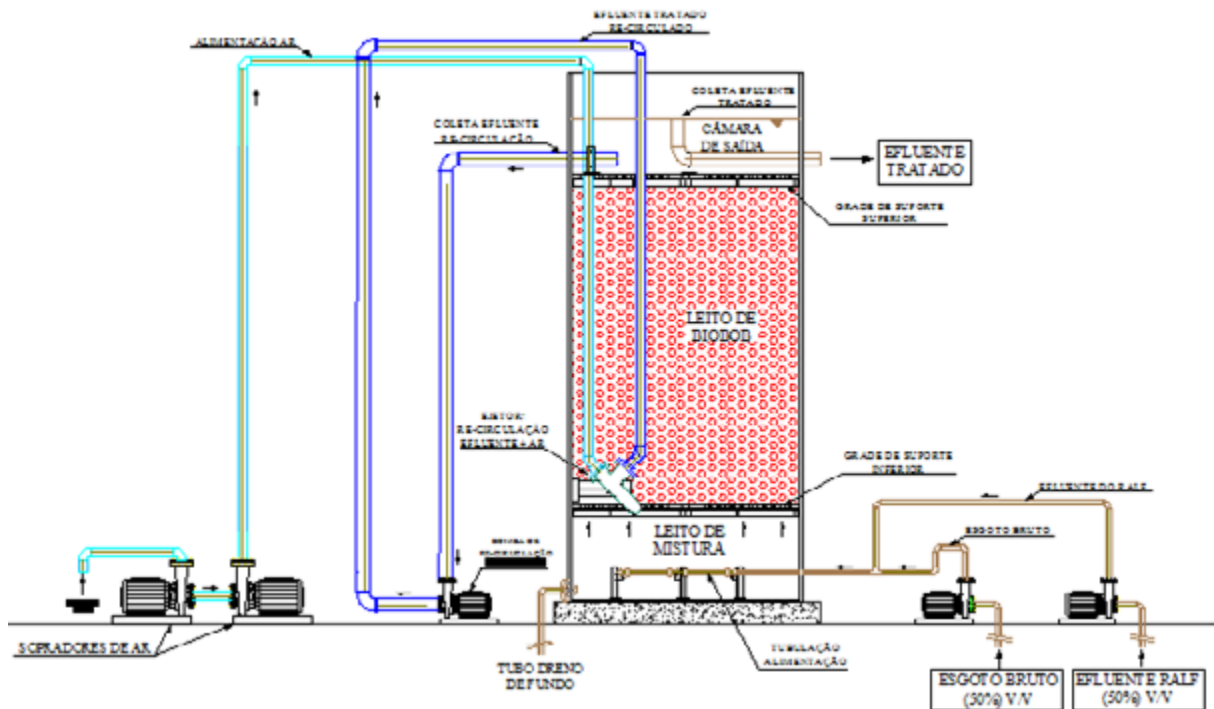


Figura 1 – Esquema do reator.



Figura 2 – Biobob® usado como suporte para o desenvolvimento e imobilização dos microrganismos.

Os dispositivos Biobob® foram mantidos confinados sem ordenação e alinhamento, formando uma coluna vertical com altura de 2,20 metros.

2.3 Caracterização do afluente

O afluente do reator foi formado por uma mistura com proporção 1:1 (v/v) de esgoto bruto e efluente do UASB. O esgoto bruto era coletado na saída do desarenador. Já o efluente do UASB era bombeado diretamente da calha de saída do efluente do reator UASB.

A utilização de afluente composto de esgoto bruto e efluente de UASB em proporção 1:1 (v/v) ocorreu em função de resultados promissores obtidos por Jenzura *et al.* (2018). Os pesquisadores concluíram que essa mistura proporciona quantidade adequada de matéria orgânica prontamente disponível para o desenvolvimento de bactérias heterotróficas desnitrificantes, sem prejudicar o crescimento de bactérias autotróficas nitrificantes.

Para monitoramento do reator, foram realizadas as análises físico-químicas no afluente e efluente, sendo elas: pH, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio na forma amoniacal ($N-NH_4^+$); Nitrito ($N-NO_2^-$); Nitrato ($N-NO_3^-$); Sólidos Totais (ST); sólidos suspensos totais (SST); e sólidos suspensos volatéis

(SSV). A caracterização completa do afluente foi apresentada em material suplementar. As análises foram realizadas segundo metodologia descrita no *Standard Methods for the Evaluation of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2005), e a de alcalinidade foi feita segundo método descrito por Ripley, Boyle e Converse (1986). As amostras foram coletadas entre 10:00 h e 14:00 h, período com maior vazão na ETE.

2.4 Start-up do reator e condições experimentais

O reator foi iniciado sem inóculo, mantido à temperatura ambiente, com Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) de 12h e taxa de recirculação (Q_r/Q) igual a 6. Após 150 dias nesta condição, foi observada redução da concentração de NTK e presença de nitrato e nitrito no efluente do reator, concluindo-se que a biomassa nitrificante estava presente e adaptada.

As condições experimentais são compostas por TDH de 12 e 10 horas em 3 diferentes tempos de aeração. Após o período de adaptação, foram estabelecidas as condições apresentadas na Tabela 1. O reator operou durante 671 dias, incluindo o tempo de start-up e o tempo de estabilização entre cada nova condição, que foi de 15 dias. Após esse período, iniciou-se a coleta de dados que compõem os resultados apresentados.

Tabela 1 – Condições operacionais do reator.

Condição	Tempo com aeração (min)	Tempo sem aeração (min)	TDH (h)	Taxa de Recirculação	Tempo de Operação (d)
1	AE constante	0	12	2	49
2	60	120	12	2	65
3	120	60	12	2	46
4	120	60	10	2	76
5	AE constante	0	10	2	126
6	60	120	10	2	79

2.5 Análise de consumo e custos energéticos

A potência instalada e o custo energético para operação das condições 1, 2 e 3 do reator foram calculadas utilizando-se as equações 1, 2 e 3.

2.5.1 Potência utilizada

$$P_{uti} = \left(\frac{P_{nom}}{\eta} \right) / \left(\frac{f_1}{f_2} \right)^3 \quad (1)$$

Onde:

P_{uti} = Potência utilizada do equipamento (em kwh)

P_{nom} = Potência nominal do equipamento (em kwh)

η = rendimento do conjunto

f_1 = frequência limite do inversor (Hz)

f_2 = frequência de operação da moto bomba (Hz)

2.5.2 Consumo de energia

$$C_{energ} = \frac{P_{uti}}{C_{remov}} \quad (2)$$

Onde:

C_{energ} = Consumo de energia dos equipamentos (em kwh.kg⁻¹ DQO removida)

P_{uti} = Potência diária utilizada do equipamento (em kwh d⁻¹)

C_{remov} = Carga média diária DQO removida (em kg DQO removida)

2.5.3 Custo de energia

$$\text{Custo} = \frac{P_{uti} \times 0,6378}{\text{Volume tratado}} \times 100 \quad (3)$$

Onde:

Custo = Custo de energia para tratamento (em kwh.m⁻³)

P_{uti} = Potência diária utilizada pelos equipamentos (em kwh.d⁻¹)

Volume tratado = volume de efluente tratado em um dia (em m³.d⁻¹)

2.6 Análise estatística

Os resultados foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk para verificação da normalidade dos dados e, quando confirmada a normalidade, foi realizado o teste de análise de variância (ANOVA). Quando a ANOVA mostrou haver diferença significativa entre os resultados, eles foram comparados entre si por meio do Teste de Tukey. A ferramenta utilizada na realização dos testes estatísticos foi o software PAST.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Remoção de matéria orgânica e nitrogênio total

Na Tabela 2, estão presentes as composições médias do afluente utilizado durante todo o experimento, bem como respectivos valores médios do descarte efluente do reator. Não se detectou no afluente teores de nitrito e nitrato.

Tabela 2 – Parâmetros médios de caracterização do afluente e efluente do reator em todas as fases do experimento.

Condição	Aeração AE/NA (min)	Afluente (mg L ⁻¹)			Efluente (mg L ⁻¹)				
		DQO	NTK	N-NH ₄ ⁺	DQO	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
1	180/0	317 ± 53	35 ± 10	32 ± 9	75 ± 23	8 ± 3	5 ± 2	1,4 ± 1,2	2,4 ± 2,6
2	60/120	462 ± 107	54 ± 5	51 ± 6	114 ± 18	23 ± 5	17 ± 4	1,0 ± 0,5	2,1 ± 1,1
3	120/60	599 ± 129	54 ± 10	53 ± 10	121 ± 22	16 ± 3	14 ± 4	1,5 ± 0,7	0,8 ± 0,4
4	120/60	555 ± 60	53 ± 4	49,6 ± 4	125 ± 9	19 ± 3	14 ± 6	0,7 ± 0,4	0,9 ± 0,3
5	180/0	512 ± 46	54 ± 3	52,1 ± 3	108 ± 40	11 ± 3	8 ± 3	0,8 ± 0,4	1,5 ± 0,4
6	60/120	562 ± 30	56 ± 5	50,0 ± 3	133 ± 16	14 ± 5	13 ± 3	1,0 ± 1,1	0,8 ± 0,7

Legenda: AE = Aeração; NA = Não aerando; DQO = Demanda química de oxigênio; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₄⁺ = Nitrogênio na forma amoniacal; N-NO₂⁻ = Nitrito; e N-NO₃⁻ = Nitrato.

Ressalta-se que as condições 1, 2 e 3 foram realizadas com TDH de 12h; e as condições 4, 5 e 6, com TDH de 10h. É possível notar que, durante o experimento, ocorreram oscilações nas concentrações afluentes que são intrínsecas ao sistema de esgotamento sanitário e sofrem influência direta de condições climáticas, como regime pluviométrico; do horário de pico de geração de esgoto; de lançamentos pontuais de caminhões limpa fossa; e até mesmo de lançamentos industriais clandestinos na rede coletora de esgoto.

Analisando as concentrações NTK e N-NH₄⁺ afluente e efluente apresentados na Tabela 2, pode-se observar que quase todo o nitrogênio orgânico foi convertido em amônia, mas a amônia não foi totalmente convertida em nitrito e nitrato, uma vez que há presença de N-NH₄⁺ no efluente. As condições com aeração constante apresentaram as menores concentrações médias de nitrogênio amoniacal no efluente e, portanto, maiores taxas de nitrificação.

Na estação de tratamento de esgoto onde o reator piloto foi implantado, o padrão de lançamento de DQO era de 150 mg.L⁻¹, segundo a Portaria nº 488/2018 do Instituto das Águas do Paraná; em 2020, esse padrão foi atualizado para 225 mg.L⁻¹, conforme determinado pela Portaria

nº 1045/2020, emitida pelo Instituto Água e Terra. Pode-se notar que todas as condições atenderam ao parâmetro máximo de lançamento outorgado para DQO, com concentração média máxima efluente de 133 ± 16 mg.L⁻¹.

A eficiência média de redução de DQO durante o experimento foi de 79%. Essa eficiência significativa ocorreu devido à matéria orgânica presente no afluente ser consumida em todas as etapas do processo NDS por microrganismos heterotróficos facultativos de elevada taxa de multiplicação, durante período aerado ou sem aeração (Schmidt *et al.*, 2003; Chiu *et al.*, 2007).

Comparando o presente estudo com similares, pode-se afirmar que a remoção de matéria orgânica não sofre influência estatística do tempo de aeração, indicando a condição de menor consumo de energia elétrica como a melhor alternativa. Nesse caso, são indicadas as condições 2 e 6, com relação aeração e sem aeração de 60/120 minutos nos TDHs de 12h e 10h.

A Tabela 3 apresenta as eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total de cada condição experimental. Também são apresentadas as relações carbono/nitrogênio, representada pela relação de DQO/NTK.

Tabela 3 – Eficiência de nitrificação, desnitrificação, remoção de nitrogênio total e média da relação DQO/NTK afluente.

Condição	Nitrificação (%)	Desnitrificação (%)	Remoção de NT (%)	DQO/NTK Afluente
1	75 ^{ab}	87 ^b	65 ^b	9,0 ^{ab}
2	57 ^c	89 ^b	51 ^c	8,6 ^b
3	70 ^b	94 ^b	65 ^b	11,1 ^a
4	65 ^c	98 ^a	61 ^c	10,5 ^a
5	80 ^a	98 ^a	76 ^{ab}	9,5 ^{ab}
6	74 ^b	97 ^a	71 ^b	10,0 ^{ab}

Legenda: NT = Nitrogênio total; DQO = Demanda química de oxigênio; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; DQO/NTK = Relação DQO/NTK.

Nota: Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Estatisticamente, a condição 2 diferiu das demais e apresentou a menor eficiência de remoção de nitrogênio total e nitrificação, respectivamente, 51% e 57%. Verificou-se que a taxa de nitrificação diminuiu com a redução no tempo de aeração e a consequente menor disponibilidade de oxigênio. Como as bactérias heterotróficas facultativas possuem maior velocidade metabólica e consomem mais rapidamente o oxigênio dissolvido e o substrato disponível no meio, elas acabam por reduzir a disponibilidade de oxigênio para as bactérias autotróficas nitrificantes, que possuem menor velocidade de absorção dos substratos (Barana *et al.*, 2013).

Wosiack *et al.* (2015), operando um reator de leito estruturado, observaram que o aumento do tempo de aeração afetou a eficiência de nitrificação. Quanto maior o tempo de aeração, melhor a eficiência, chegando a taxas de 100% de conversão durante aeração contínua, segundo os referidos autores.

Schmidt *et al.* (2003) e Moura *et al.* (2012) observaram que menores taxas de nitrificação podem ser atribuídas à competição por matéria orgânica e oxigênio entre bactérias heterotróficas aeróbias, responsáveis pela remoção de matéria orgânica, e bactérias autotróficas nitrificantes, que convertem o nitrogênio. As heterotróficas, por possuírem maior velocidade de crescimento e conversão do substrato, ocupam mais rapidamente o meio

suporte, reduzindo, conseqüentemente, a área de adesão e crescimento das bactérias autotróficas.

As condições 1 e 5, realizadas com aeração constante, foram estatisticamente iguais na etapa de nitrificação. Observando as eficiências de remoção de NT e a etapa de nitrificação, nota-se que, quanto maior a taxa de nitrificação, maiores as remoções de nitrogênio total, podendo-se verificar que a etapa limitante na remoção de nitrogênio foi a nitrificação.

Wosiack *et al.* (2015) avaliaram a operação de um reator de leito estruturado com aeração contínua, utilizando efluente industrial de abatedouro de aves e TDH de 1 dia, e obtiveram remoção de NT de 93,3%, com 100% de nitrificação e 98,1% de desnitrificação. Os autores verificaram que, quanto maior a taxa de nitrificação, maior foi a remoção de nitrogênio total, podendo concluir que a nitrificação foi a etapa limitante na remoção de NT, como ocorrido nesta pesquisa.

Jenzura *et al.* (2018) obtiveram, em seu estudo, eficiências de remoção de nitrogênio superiores a 82% e verificaram a nitrificação como limitante à remoção de nitrogênio total. Os autores operaram um reator de leito estruturado em condições similares à desta pesquisa, com aeração intermitente, variando o TDH e o tempo de aeração, alimentado o reator com a mistura de 50% de efluente sanitário bruto e 50% de efluente tratado em UASB.

Durante todo o experimento, as taxas de desnitrificação foram maiores que as de nitrificação, com valor médio de 95%. Esse resultado se explica pelo fato de que, no Biobob®, a difusibilidade de oxigênio para as camadas mais internas da espuma é reduzida. A espuma, combinada com a adesão e crescimento de biomassa, cria uma barreira à passagem de ar.

Santos *et al.* (2016), utilizando reator com suporte de espuma para tratamento de efluente, mediram o perfil de OD na espuma e observaram que, até a profundidade de 670 μm , o ambiente era aeróbio e, em profundidades maiores, anóxico. Essa estratificação permitiu o desenvolvimento de bactérias autotróficas aeróbias nitrificantes nas zonas mais externas do suporte, onde havia presença de oxigênio livre, e de bactérias heterotróficas desnitrificantes nas mais internas.

Em reatores de aeração intermitente que favorecem a NDS, a relação DQO/NTK deve ser adequada a fim de promover a desnitrificação, sem que haja necessidade de acrescentar uma fonte externa de carbono. Nesta pesquisa, a média de relação DQO/NTK foi de 10, sem adição de carbono. Segundo Fu *et al.* (2010), em reatores dimensionados para NDS, a relação de carbono para nitrogênio (C/N) recomendada deve ser superior a 9,0. Leick *et al.* (2017) operaram um reator de leito estruturado com aeração intermitente, sob TDH de 12 horas, variando os tempos de aeração e taxa de recirculação, e obtiveram uma eficiência máxima de remoção de nitrogênio total

de 55,5%, devido à baixa relação de C/N, limitando a ocorrência de desnitrificação.

De acordo com os resultados obtidos na presente pesquisa pode-se concluir que a matéria orgânica presente no efluente foi suficiente para as bactérias desnitrificantes realizarem a conversão do substrato em energia e material celular, sem haver necessidade de adição de fonte externa de carbono.

A remoção de NT confirma a ocorrência de NDS em todas as condições de operação desta pesquisa, inclusive sob condição de aeração constante, similar ao observado por Barana *et al.* (2013), Wosiack *et al.* (2015) e Correa *et al.* (2018), que corroboram que a configuração deste reator em fase única, utilizando espuma de poliuretano como suporte ao biofilme, proporciona a existência de microambiente aeróbio e anóxico no interior do biofilme aderido.

Considerando que não houve diferença estatística na remoção de nitrogênio total entre as condições de aeração constante e 120 minutos de aeração, indica-se a condição de menor consumo de energia elétrica como sendo a melhor alternativa. Neste caso, a condição 3, com 120 minutos de aeração e 60 sem aeração (aeração por 16 horas diárias).

3.2 pH e alcalinidade

Os resultados médios de cada etapa de pH e alcalinidade afluente e efluente do reator são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Médias de pH e alcalinidade afluente e efluente e os parâmetros de avaliação do processo quanto à nitrificação e desnitrificação simultânea em todas as condições experimentais.

Condição	pH		Alcalinidade (mg.L^{-1})		Parâmetros de nitrificação e desnitrificação simultânea	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	NTK* desnitrificado (mg.L^{-1})	**Alcalinidade teórica efluente (mg.L^{-1})
1	7,7 \pm 0,3	7,8 \pm 0,3	253 \pm 24	154 \pm 67	27 \pm 7	143,04
2	7,3 \pm 0,4	7,8 \pm 0,4	288 \pm 35	151 \pm 58	31 \pm 5	166,26
3	7,6 \pm 0,3	8,0 \pm 0,3	405 \pm 70	234 \pm 12	38 \pm 7	261,13

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Condição	pH		Alcalinidade (mg.L ⁻¹)		Parâmetros de nitrificação e desnitrificação simultânea	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	NTK ^{**} desnitrificado (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade teórica efluente (mg.L ⁻¹)
4	7,9 ± 0,3	8,0 ± 0,2	403 ± 32	285 ± 87	39 ± 4	275,91
5	8,1 ± 0,2	8,2 ± 0,2	434 ± 25	261 ± 50	46 ± 3	272,28
6	8,2 ± 0,2	8,1 ± 0,3	457 ± 36	262 ± 129	43 ± 5	300,63

*Valores obtidos através da diferença dos teores de NTK entre afluente e efluente; **Valores teóricos médios calculados com base em Metcalf & Eddy, Inc. (2003), que sugere 7,14g CaCO₃requerida/g N₃nitrificada, e 3,57g CaCO₃gerada/g N₃desnitrificada*

De acordo com Correa *et al.* (2018), altas concentrações de alcalinidade no afluente favorecem sistemas de tratamento biológico que usam material de suporte para a formação de biofilme, pois aumentam o pH nas camadas internas do biofilme, contribuindo para uma nitrificação mais rápida.

Entretanto, um equilíbrio de alcalinidade no reator foi verificado pela elevada eficiência de desnitrificação ocorrida, a qual recuperou parte da alcalinidade consumida durante a nitrificação. No processo de desnitrificação, a cada mg de NO₃⁻ reduzido a N₂, são gerados, aproximadamente, 3,57 mg de CaCO₃, segundo Metcalf & Eddy, Inc. (2003). Esse equilíbrio é uma vantagem também relatada por outros autores que avaliaram o processo NDS na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgotos (Leick *et al.*, 2017; Iannacone *et al.*, 2019).

3.3 Consumo de energia

Para as condições 1, 2 e 3 (TDH 12h), foram calculados os custos e o consumo de energia para aferir

os gastos com aeração. Na Tabela 6, verifica-se que, na operação do reator de aeração intermitente, os equipamentos de maior potência elétrica – e, conseqüentemente, com maior consumo de energia elétrica – foram os aeradores, com potência de 1,5 kW cada um. Os equipamentos comerciais disponíveis são construídos para maiores potências, objetivando estações em escala plena. Assim, no reator, foram implantados equipamentos de potências maiores que as necessárias, os quais operam com significativas restrições em seus comandos para funcionarem em baixas vazões, seja de ar ou líquido.

Para o tratamento dos efluentes residuários, foram avaliados os consumos de energia elétrica em kWh.m⁻³ e os custos com energia elétrica em R\$.m⁻³. Foi considerado como custo energético o valor de R\$ 0,6378 kWh⁻¹ (valor praticado pela concessionária de energia durante a operação do reator nas referidas condições experimentais).

Tabela 6 – Potências nominais dos motores instalados; potências moduladas dos motores instalados; consumo de energia durante a aeração; e consumo de energia durante a fase sem aeração do reator em escala piloto.

Equipamentos	Potência nominal (kw)	Potência modulada (kw)	Consumo de energia AE (kwh)	Consumo de energia NA (kwh)
Aeradores (2 UN)	3,00	2,01	2,01	-
Bomba Recirculação	0,63	0,07	0,07	0,07
Bomba Alimentação Afluente Bruto	1,90	0,38	0,38	0,38

continua...

Tabela 4 – Continuação...

Equipamentos	Potência nominal (kw)	Potência modulada (kw)	Consumo de energia AE (kwh)	Consumo de energia NA (kwh)
Bomba Alimentação Efluente Ralf	0,37	0,51	0,51	0,51
Total	5,90	2,97	2,97	0,96

Legenda: AE = Consumo de energia fornecendo aeração; NA = Consumo de energia não fornecendo aeração.

Na Figura 3, são apresentados os consumos de energia elétrica por kg de DQO afluente removida e as médias de concentração de DQO afluente em cada condição.

A condição 1, com aeração de 24h/dia apresentou o maior consumo e custo de energia elétrica, respectivamente $0,48 \text{ kwh.m}^{-3}$ e $0,31 \text{ R\$.m}^{-3}$. As condições com intervalos de aeração/não aeração apresentaram valores menores: condição 2 ($0,28 \text{ kwh/m}^3$ e $0,18 \text{ R\$/m}^3$) e condição 3 ($0,38 \text{ kwh.m}^{-3}$ e $0,24 \text{ R\$.m}^{-3}$). Ao avaliar a relação

entre o consumo de energia e a remoção de DQO, as condições 2 e 3 apresentaram os mesmos resultados ($0,80 \text{ kwh.kg}^{-1}$).

A condição 3, operando os aeradores por 16 horas diárias, apresentou consumo de energia elétrica por kg de DQO afluente removida muito similar à condição operacional 2, com aeração de 8 horas diárias. Isso ocorreu devido à maior concentração de matéria orgânica afluente na condição 3, o que, para uma mesma eficiência de remoção, representa uma maior carga de DQO removida.

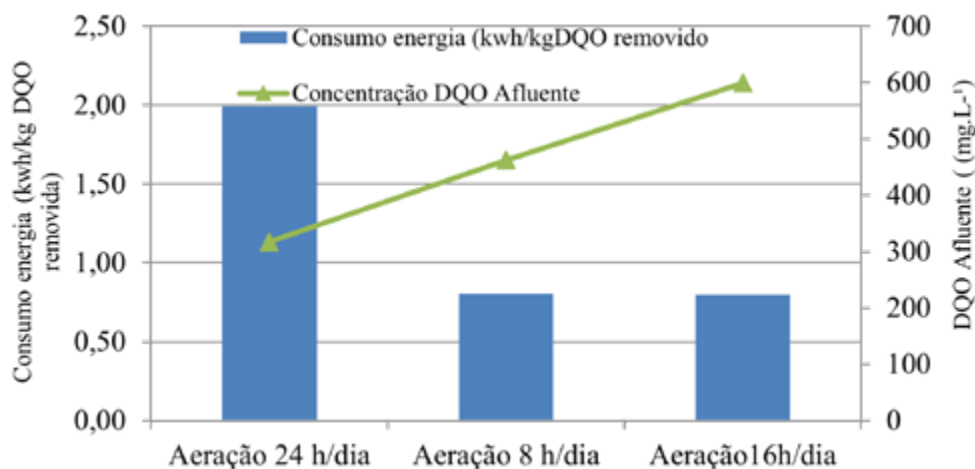


Figura 3 – Consumo de energia elétrica por kg de DQO removida e concentração DQO afluente.

4 CONCLUSÕES

O reator de leito empacotado e aeração intermitente foi eficiente na remoção de matéria orgânica de afluente composto pela mistura esgoto sanitário bruto e efluente tratado em reator anaeróbio na

proporção 1:1 (v:v). Todas as condições apresentaram remoção de matéria orgânica, obtendo-se taxas entre 76 e 87%.

As condições com maior tempo de aeração apresentaram as maiores taxas de nitrificação, que

foram de 65% a 84%. A condição 5, com TDH de 10 horas e submetida ao menor tempo de aeração, foi a que apresentou a menor eficiência de nitrificação, de 57%. A intermitência na aeração não influenciou na taxa de desnitrificação, cujas eficiências foram de 87% a 98% para todas as condições.

O reator de leito empacotado com aeração intermitente, em escala piloto, implantado em uma ETE municipal, promoveu a remoção simultânea de matéria orgânica e de matéria nitrogenada de esgoto sanitário misto devido às diferentes zonas de gradientes de concentração de OD no meio suporte, permitindo a coexistência das bactérias autotróficas nitrificantes e heterotróficas desnitrificantes.

A redução dos tempos de aeração, consequentemente, também reduziu o consumo e custo de energia elétrica. Menores custos viabilizam o uso e implantação desse reator em escalas maiores, porém devem ser priorizadas as condições que apresentem melhores eficiências no tratamento e viabilidade operacional. Vale ressaltar que o reator estudado promove a remoção de matéria orgânica e de matéria nitrogenada, o que é uma vantagem para as estações de tratamento de efluentes que usam tratamento somente anaeróbio, promovendo apenas remoção de carga orgânica.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Polak R, Oliveira JGB; **Materiais e Métodos:** Polak R, Oliveira JGB; **Investigação:** Polak R, Oliveira JGB; **Redação – Primeira versão:** Polak R, Oliveira JGB; **Redação – Revisão & Edição:** Polak R, Oliveira JGB, Moura RB, Assis TM, Barana AC; **Aquisição de Financiamento:** Barana AC; **Recursos:** Barana AC; **Supervisão:** Barana AC.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à Empresa Bio Proj Tecnologia Ambiental e à Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) pela parceria no projeto.

7 FONTES DE FINANCIAMENTO

O projeto recebeu recurso de Fomento à Pesquisa da Sanepar e da Fundação Araucária, através da Chamada Pública PPPSA Nº 017/2021, bem como recebeu bolsas de iniciação científica do CNPq e Fundação Araucária, e bolsas de mestrado e doutorado da CAPES.

8 REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed., Washington, DC: APHA, 2005.
- ARAUJO, T. L. S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.
- BARANA, A. C. *et al.* Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdã, v. 1, n. 3, p. 453-459, 2013.
- CHEN, Q.; NI, J. Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Osaka, v. 113, n. 5, p. 619-623, 2012.
- CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 66, p. 5-19, 2018.
- CHIU, Y. C.; LEE, L. L.; CHANG, C. N.; CHAO, A. C. The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 100, n. 4, p. 1548-1554, fev. 2007.
- CORREA, C. Z. *et al.* Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdã, v. 23, p. 134-141, 2018.
- FU, B. *et al.* Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, Oxford, v. 26, n. 11, p. 1981-1990, 2010.
- FULAZZAKY, M. A. *et al.* Conditioning the alternating aerobic-anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen

pollution from a municipal wastewater in France. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 100, p. 195-201, 2015.

IANNACONE, F. *et al.* Effect of carbon-to-nitrogen ratio on simultaneous nitrification denitrification and phosphorus removal in a microaerobic moving bed biofilm reactor. **Journal of Environmental Management**, London, v. 250, e109518, 2019.

JENZURA, N. T. *et al.* Prediction of total nitrogen removal in a structured-bed reactor for secondary and tertiary treatment of sanitary sewage. **Desalination and Water Treatment**, Oxford, v. 126, p. 144-150, 2018.

LEICK, S. A. *et al.* Effect of aeration e recirculation in the removal of nitrogen and chemical oxygen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, Jaboticabal, v. 37, n. 6, p. 1236-1243, 2017.

LYSOWYJ, M.; WRIGHT, M. M. A review of biogas and an assessment of its economic impact and future role as a renewable energy source. **Reviews in Chemical Engineering**, Berlin, v. 36, n. 3, p. 401-421, 2020.

MAZHAR, M. A. *et al.* Upgrading combined anaerobic-aerobic UASB-FPU to UASB-DHS system: cost comparison and performance perspective for developing countries. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 284, e124723, 2021.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MORAES, B. S.; ORRÚ, J. G. T.; FORESTI, E. Nitrogen and sulfide removal from effluent of UASB reactor in a sequencing fed-batch biofilm reactor under intermittent aeration. **Journal of Biotechnology**, Amsterdã, v. 164, n. 3, p. 378-385, 2013.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, London, v. 98, p. 163-167, 2012.

PARADES, D. *et al.* New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. **Engineering in Life Sciences**, Weinheim, v. 7, n. 1, p. 13-25, 2007.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C.. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes. **Journal – Water Pollution Control Federation**, Washington, DC, v. 58, n. 5, p 406-411, 1986.

SANTOS, C. E. D. *et al.* Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**, London, v. 166, p. 519-524, 2016.

SCHMIDT, I. *et al.* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**, Oxford, v. 27, n. 4, p. 481-492, 2003.

SHANAHAN, J. W.; SEMMENS, M. J. Alkalinity and pH effects on nitrification in a membrane aerated bioreactor: an experimental and model analysis. **Water Research**, Oxford, v. 74, p. 10-22, 2015.

SOUZA, J. V. R. *et al.* Simultaneous carbon and nitrogen removal in a structured bed reactor subjected to intermittent aeration (SBRIA): effect of support material diameter and bed porosity. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [S. l.], v. 97, n. 6, p. 1436-1445, 2021.

VASSALLE, L. *et al.* Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, Oxford, v. 248, 125969, 2020.

WANG, H. *et al.* Performance evaluation and mechanism of nitrogen removal in a packed bed reactor using micromagnetic carriers at different carbon to nitrogen ratios. **Bioresource Technology**, Barking, v. 341, e125747, 2021.

WOSIACK, P. A. *et al.* Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, London, v. 154, p.145-150, 2015.

ZHU, G.-B. *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. **Journal of Environmental Sciences**, Pequim, v. 19, n.9, p. 1043-1048, 2007.

ZINATIZADEH, A. A. L.; ASADI, A.; SUMATHI, S. Simultaneous removal of carbon and nutrients from an industrial estate wastewater in a single up-flow aerobic/anoxic sludge bed (UAASB) bioreactor. **Water Research**, Oxford, v. 46, n. 15, p. 4587-4598, 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.

Modelagem hidráulica do sistema de distribuição de água da região central do Município de Santa Quitéria, Ceará


Hydraulic modeling of the water distribution system of the central region of the municipality of Santa Quitéria, Ceará


- **Data de entrada:**
07/03/2023
- **Data de aprovação:**
09/08/2023

Francisco Tailan Lima Ribeiro Linhares¹ | Jefferson Sousa Rocha^{2*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.045>

ORCID ID

Linhares FTLR  <https://orcid.org/0000-0001-5073-1301>

Rocha JS  <https://orcid.org/0000-0002-4079-033X>

Resumo

Este trabalho tem como objetivo geral realizar a modelagem hidráulica do sistema de distribuição de água do município de Santa Quitéria, Ceará, apresentando como objetivos específicos: modelar o sistema de distribuição de água do trecho analisado com o auxílio do EPANET; examinar as condições hidráulicas da rede, através da verificação de pressão e perda de carga, bem como a qualidade da água, por meio da análise do decaimento de cloro residual; e apresentar soluções em caso de discordância com os parâmetros normativos. Como resultado do estudo, verificou-se que a rede não está em conformidade com os parâmetros hidráulicos, apresentando regiões em discordância com os limites normativos. Como solução para os problemas encontrados, foi proposto um novo cenário que atendesse os parâmetros hidráulicos e de qualidade da água; para tanto, foi necessária a alteração do diâmetro de alguns trechos específicos da rede analisada e a inserção de uma concentração inicial de cloro de 1,5 mg/L.

Palavras-chave: Sistemas de distribuição de água. Modelagem computacional. EPANET.

Abstract

This work has as general objective to perform the hydraulic modeling of the water distribution system of the municipality of Santa Quitéria, Ceará, presenting as specific objectives: to model the water distribution system of the analyzed stretch with the help of EPANET; to analyze the hydraulic conditions of the network by verifying the pressure and load loss, as well as the water quality conditions, by the analysis of residual chlorine decay; and to present solutions in case of disagreement with the normative parameters. As a result of the study, it was observed that the network is not in conformity with the hydraulic parameters, presenting regions in disagreement with the normative limits. As a solution to the problems encountered, a new scenario was proposed to meet the hydraulic and water quality parameters; for this purpose, it was necessary to change the diameter of some specific stretches of the analyzed network and to insert an initial chlorine concentration of 1.5 mg/L.

Keywords: Water distribution systems, Computer modeling, EPANET.

¹ Engenheiro Civil

² Faculdade Luciano Feijão – Sobral – Ceará – Brasil

* **Autor correspondente:** jeffersonsrocha@outlook.com

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Lei nº 11.445/2007 o saneamento básico pode ser determinado como o conjunto de serviços públicos, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana (Brasil, 2007). De acordo com Albuquerque (2018), os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) são compostos por diversas etapas, que vão desde a captação da água nos mananciais até o transporte ao consumidor final, sendo este último serviço realizado por meio dos Sistemas de Distribuição de Água (SDA). Uma vez que a população, em todas as suas classes econômicas, dispõe de uma distribuição hídrica igualitária, tem-se uma melhoria dos níveis de higiene, o que contribui significativamente na redução da demanda por serviços de saúde. Diante do exposto, é crucial que órgãos municipais forneçam o abastecimento de água para todos os cidadãos, porém o crescimento desordenado da população gera um obstáculo para concretização desse cenário, pois demanda um maior investimento de recursos financeiros por parte da administração pública. Além disso, a deterioração dos SDAs mais antigos é uma grande dificuldade a ser sanada pelas distribuidoras, uma vez que causa redução de funcionalidade e estanqueidade das tubulações, acarretando vazamentos, e conseqüentemente, perdas de carga e contaminação da água.

Segundo o site do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2020), no Brasil, foi atingido um percentual de 36,7% de perda de água na sua distribuição no ano de 2015. Para o ano de 2020, esse percentual atingiu 40,1%, um aumento de 3,4%. Aliado a isso, a implantação de medidas de inspeção, verificação e recuperação de possíveis anomalias nos sistemas de distribuição acaba se tornando algo de grande complexidade, pois essas estruturas são comumente enterradas. No que se refere à qualidade da água, a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, descreve os procedimentos

e padrões para que a água possa ser utilizada para consumo humano (Brasil, 2021). Dentre eles, para qualificação da água como potável, tem-se a adição de cloro, que, segundo a referida portaria, deve estar presente em concentrações que variam de 0,2 a 2,0 mg/L. A adição de cloro é realizada nas estações de tratamento de água e tende a reduzir ao longo das tubulações de distribuição, de modo que é responsabilidade dos órgãos públicos garantir que essas concentrações estejam sempre dentro dos limites máximos e mínimos no final da distribuição, quando a água é fornecida ao consumidor (Brasil, 2005).

De acordo com Serqueira (2020), as simulações hidráulicas possibilitam avaliar o comportamento do SDA, sendo ferramenta importante na tomada de decisões que objetivem a melhoria da eficiência do sistema por meio de intervenções físicas ou operacionais. Dentre as opções de softwares disponíveis com essa funcionalidade, o EPANET vem se destacando por ser gratuito e de fácil manuseio, sendo constantemente empregado para modelagens hidráulicas e pesquisas de controle e qualidade da água (Dias *et al.*, 2020; Ahmed *et al.*, 2022).

Nos últimos anos, a utilização de ferramentas computacionais capazes de representar os sistemas físicos vem sendo cada vez mais difundida, auxiliando na tomada de decisões destinadas à melhoria da eficiência operacional (Gomes, 2009). O software EPANET destaca-se, sendo o programa mais utilizado mundialmente, principalmente devido à sua disponibilidade nos principais idiomas, além da facilidade de uso, e por ser um software gratuito (Balestro, 2020).

2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo realizar a modelagem hidráulica do sistema de distribuição de água da região central do município de Santa Quitéria, Ceará, através da utilização do software EPANET. Além disso, os objetivos específicos são: modelar o sistema de distribuição de água do trecho analisado com o auxílio do software

EPANET; examinar as condições hidráulicas da rede, através da verificação de pressão e perda de carga, e a qualidade da água, por meio da análise do decaimento de cloro residual; e apresentar soluções em caso de discordâncias com os parâmetros normativos.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O sistema de distribuição de água analisado consiste em uma parcela da rede de abastecimento do município de Santa Quitéria. O município está localizado na região noroeste do estado do Ceará, a uma distância de 222 km da capital Fortaleza; possui uma área territorial de aproximadamente 4.260,681 km² e coordenadas geográficas de 04°19'57" latitude sul e 40°09'26" longitude oeste.

De acordo com o último censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2010, Santa Quitéria possuía 42.763 habitantes, densidade demográfica de 10,04 hab/km² e estimativa de 43.719 habitantes para o ano de 2021. Seu SAA é de responsabilidade da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece).

De acordo com informações disponibilizadas pela Cagece, foi possível analisar que o SAA do município de Santa Quitéria é dividido em cinco zonas, conforme demonstrado na Figura 1. A modelagem será realizada para o setor 4, por se tratar da região central do município e por dispor de informações mais consistentes.

De acordo com Santa Quitéria (2015), o SDA do distrito sede é composto por 53.297 metros de tubulação em PVC, 1.200 metros em ferro fundido e 2.600 metros em cimento amianto, totalizando 57.097 metros de tubulações, com diâmetros variando de 50 a 300 milímetros. A distribuição dos reservatórios REAL02 e REAL03 é realizada por gravidade e ambos são responsáveis pelo abastecimento da rede de distribuição do setor 4, foco de estudo do presente trabalho, ilustrados na Figura 2.



Figura 1 – Setorização do sistema de distribuição de água de Santa Quitéria-CE.



Figura 2 – Reservatórios responsáveis pelo abastecimento de água do setor 04.

3.2 Elaboração do modelo

Para a modelagem hidráulica da rede de distribuição de água do setor 4 do município de Santa Quitéria, utilizou-se o software EPANET 2.0. Por se tratar de uma região extensa, tornou-se inviável

a inserção de todos os trechos pertencentes à área de estudo no próprio EPANET, o que seria um trabalho oneroso e impreciso. Diante disso, a modelagem foi realizada seguindo o fluxo representado na Figura 3.

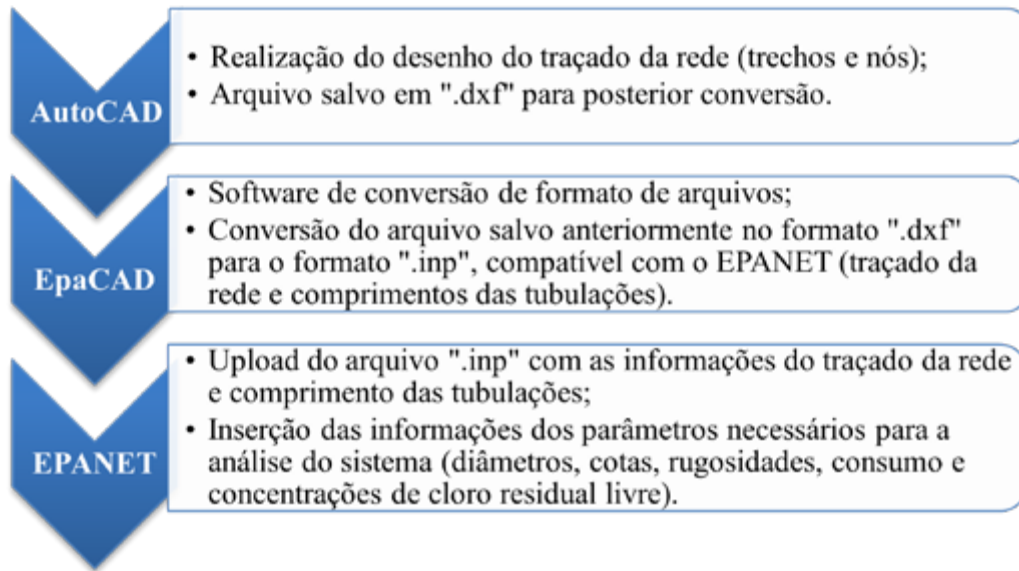


Figura 3 – Procedimento de inserção de dados.

3.3 Dados de entrada para análise hidráulica da rede

Para o cálculo da vazão total da rede, utilizou-se a equação (1), proposta por Tsutiya (2006), onde P é a população (habitantes), q é o consumo per capita (L/hab.dia), $K1$ é o coeficiente de máxima vazão diária (adimensional) e $K2$ é o coeficiente de máxima vazão horária (adimensional).

$$Q = \frac{P \cdot q \cdot K1 \cdot K2}{86400} \quad (1)$$

De posse da informação da quantidade de domicílios, estimou-se um total de 4 habitantes por domicílio, obtendo uma população máxima de 16.956 pessoas. Considerando um padrão médio para as residências, foi utilizado um coeficiente

per capita de 150L/dia com valores de $K1$ e $K2$ de 1,2 e 1,5 respectivamente, obtendo-se, portanto, uma vazão máxima de 52,99 L/s. Considerou-se uma vazão igualitária para os nós, de modo que se obteve um consumo nodal de 0,272 L/s para cada um dos 195 nós da rede. Para a maioria das tubulações da rede de distribuição, foi utilizado o valor de rugosidade igual a 130, referente às tubulações de PVC. Para os trechos cujo material era cimento amianto, foi adotado o valor de 120; e, para as demais tubulações, compostas de ferro fundido, 105. Tais rugosidades são necessárias para o cálculo da perda de carga pela fórmula de Hazen-Williams.

Por se tratar de uma simulação dinâmica, fez-se necessária a inserção da curva de demanda (Figura 4), que consiste na consideração de

fatores multiplicativos da vazão de acordo com a demanda horária ao longo do dia. Devido à ausência de informações, os coeficientes utili-

zados no estudo foram baseados nos dados da rede de distribuição de Fortaleza-CE, devido à sua semelhança com o local objeto deste estudo.

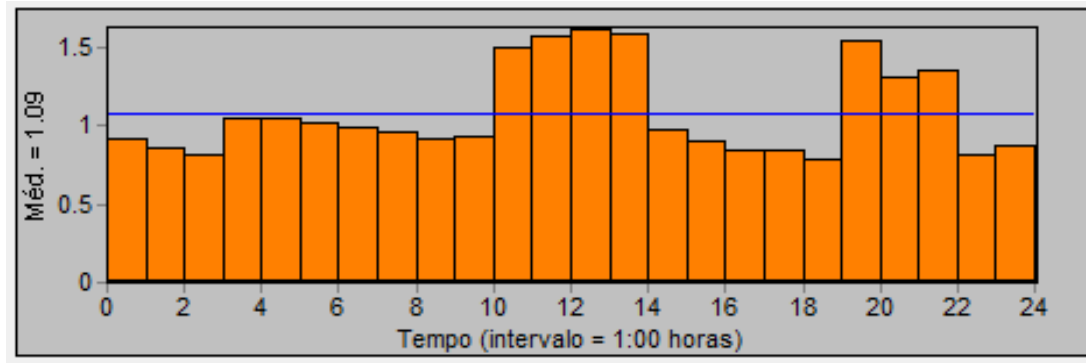


Figura 4 – Curva de demanda utilizada.

3.4 Dados de entrada para análise de qualidade da água

3.4.1 Coeficiente de reação no volume (K_b)

Para a determinação do coeficiente de reação no volume (K_b), expresso em dia menos 1 (d^{-1}), foi utilizada a metodologia proposta por Azevedo *et al.* (2022), que consiste na determinação de K_b com base na concentração de nitrogênio (N) da água utilizada para o abastecimento em mg/L. Para tal, utilizou-se a equação (2):

$$K_b = 0,4824 \cdot N - 0,4277 \quad (2)$$

Segundo Azevedo *et al.* (2022), a relação entre o cloro e o nitrogênio se deve às altas concentrações de nitrogênio em reservatórios brasileiros, os quais não são removidos plenamente em estações de tratamento de água convencionais, impactando na deterioração do cloro no sistema de distribuição de água. Além disso, há uma diminuição da eficiência da desinfecção devido à reação de cloro com a amônia em alguns casos (Wu *et al.*, 2013).

Para a concentração de nitrogênio do açude Edson Queiroz, foram utilizados os dados disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme, 2022), compreendidos entre o período de maio de 2015 e fevereiro de 2022. Assim, obteve-se a média e os limites inferior e superior das concentrações de nitrogênio, tais como os respectivos valores de K_b representados na Tabela 1.

Tabela 1 – Concentrações de nitrogênio do açude Edson Queiroz e seus respectivos coeficientes de reação no volume (K_b).

Valor	Concentração de nitrogênio (mg/L)	K_b (d^{-1})
Médio	2,565	0,809
Mínimo	1,313	0,206
Máximo	4,838	1,906

Fonte: Adaptado de Funceme (2022).

3.4.2 Coeficiente de reação na parede (K_w)

A determinação de K_w foi realizada através da metodologia proposta por Rossman (2009), expressa pela equação (3), onde F é parâmetro de ajuste (adimensional), ϵ é a rugosidade absoluta (mm) e D é o diâmetro (mm).

$$K_w = \frac{-F}{\log\left(\frac{\varepsilon}{D}\right)} \quad (3)$$

Destaca-se que, para o parâmetro de ajuste, utilizou-se o valor de 0,5. O valor da rugosidade relativa depende do tipo de material da tubulação, de sorte que foram adotados os valores de 0,0015 mm para

PVC e 0,25mm para ferro fundido. Os diâmetros presentes no sistema de distribuição de água analisado foram: para PVC, 50, 75, 100, 150, 200 e 250 mm; para ferro fundido, 150 e 300 mm. Dessa forma, os valores de K_w foram calculados com base nos tipos de materiais e dos respectivos diâmetros das tubulações. A Tabela 2 representa os valores de K_w obtidos.

Tabela 2 – Valores de K_w utilizados

Material	D (mm)	ε (mm)	K_w (m/dia)
PVC	50	0,0015	0,1105
PVC	75	0,0015	0,1064
PVC	100	0,0015	0,1037
PVC	150	0,0015	0,1
PVC	200	0,0015	0,0976
PVC	250	0,015	0,0958
Ferro Fundido	150	0,25	0,1799
Ferro Fundido	300	0,25	0,1624

Vale ressaltar que a análise da concentração de cloro no sistema de distribuição de água do setor 4 do município de Santa Quitéria foi realizada com base em cenários propostos pelo próprio autor, tendo em vista a ausência de informações sobre como a inserção de cloro na rede é realizada de forma real. Logo, o estudo destina-se a propor concentrações iniciais de cloro, bem como pontos ideais para sua inserção inicial, de modo que as concentrações satisfaçam os limites normativos ao longo de toda a rede.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Realizada a simulação para o cenário 0, caracterizado como o cenário real da rede de distribuição em questão, verificou-se que o sistema não apresentou pressões negativas em nenhuma região ao longo das 24 horas do dia, entretanto, a rede apresentou pressões inferiores aos limites da NBR 12.218/2017

(10 mca a 50 mca) próximos aos reservatórios (ABNT, 2017). A Figura 5 apresenta os resultados das pressões para o cenário 0 considerando os horários mais críticos.

Através da observação da Figura 5, é possível observar regiões na coloração em amarelo, caracterizada por uma área com predominância de nós com pressões inferiores a 10 mca. Além disso, percebe-se que os cenários mais críticos ocorrem às 12h00 e às 19h00, por esses horários demandarem maior quantidade de água, sendo denominados de horários de pico. Já às 5h00 e 23h00, apesar de não serem horários de pico, apresentaram uma pequena mancha amarela na parte inferior das imagens, o que ocorre pois os nós inseridos nesta área possuem cotas superiores às dos reservatórios, revelando, portanto, uma maior resistência à chegada de água. Com relação às perdas de cargas, os resultados estão representados na Figura 6.

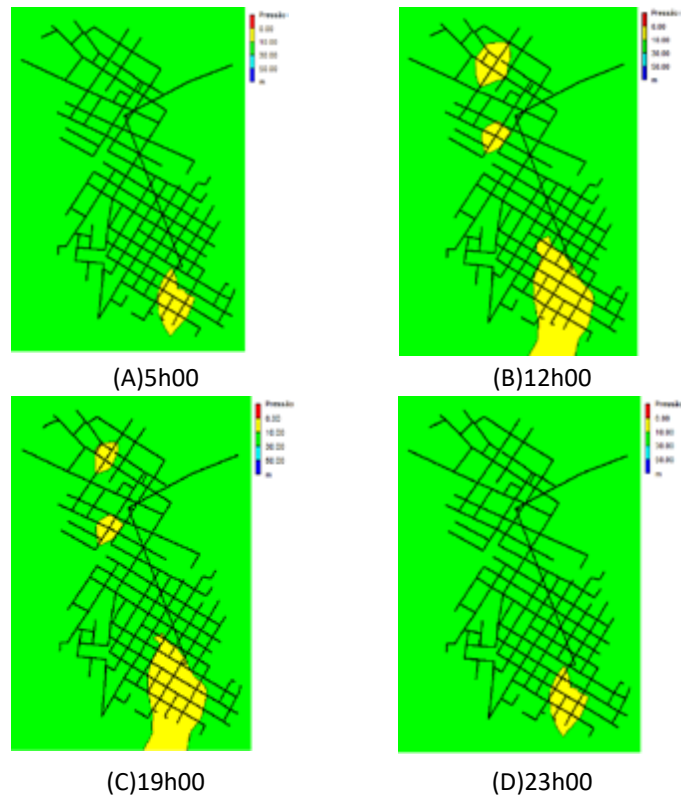


Figura 5 – Pressões nodais para o cenário 0.

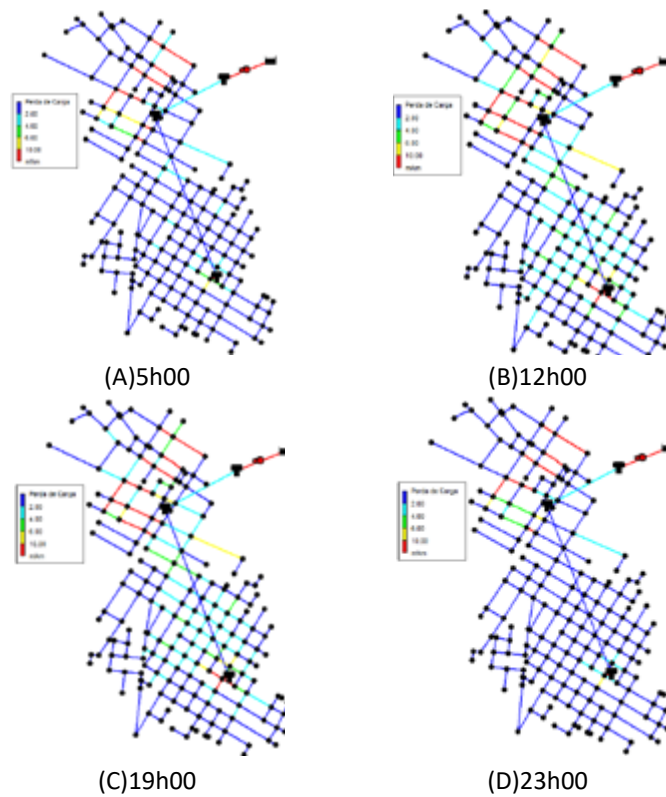


Figura 6 – Perdas de carga para o cenário 0.

Ao observar a Figura 6, verificou-se a presença de trechos, próximos aos reservatórios, com a coloração vermelha, cujas perdas de carga são, portanto, superiores a 10 m/km, limite previsto pela NBR 12.218/2017 (ABNT, 2017). Assim como na análise das pressões, percebe-se que os horários críticos para as perdas de carga também ocorrem às 12h00 e às 19h00, quando 7,5% dos trechos da rede apresentaram valores em desconformidade com os normativos; já às 5h00 e às 23h00, esse percentual foi de 5%.

Com base nos resultados obtidos para o cenário 0, constatou-se que, devido à ausência de pressões negativas, a rede não apresenta retorno de fluxo hidráulico e consequente acúmulo de água nas tubulações. Em contrapartida, a presença de pressões e perdas de carga com valores incompatíveis com os normativos afetam o fluxo de água, fazendo com que a rede apresente regiões com possíveis problemas de abastecimento. Dessa forma, fez-se necessário o estudo de possíveis mudanças para reabilitação da rede de distribuição de água em questão.

Como medida de adequação da rede, foi proposto um novo cenário, denominado de cenário 1. Neste, procedeu-se primeiramente à substituição das tubulações compostas de cimento amianto por PVC, devido aos malefícios que o amianto pode proporcionar para a população (Martin-Chenut; Saldanha, 2016). Com esse intuito, todos os trechos que apresentavam rugosidade igual a 120, característico do cimento amianto, foram substituídos por 140, característico do PVC em estado novo.

Além dessa substituição, foi proposto o aumento do diâmetro de algumas tubulações próximas aos reservatórios como medida de redução das perdas de carga e consequente aumento das pressões nos trechos à jusante. A Tabela 3 ilustra o comprimento total dos trechos que sofreram alterações, tais como os seus respectivos diâmetros no cenário 0 e o novo diâmetro considerado no cenário 1.

Após as alterações de readequação da rede, foi realizada uma nova simulação, cujos resultados de pressão estão ilustrados na Figura 7.

Tabela 3 – Substituição dos diâmetros para o cenário 1.

Comprimento Total	Diâmetro no Cenário 0	Diâmetro no Cenário 1
87,84 m	40 mm	50 mm
965,97 m	50 mm	100 mm
53,21 m	75 mm	100 mm
139,68 m	100 mm	150 mm
69,37 m	100 mm	200 mm
16 m	150 mm	300 mm

Através da Figura 7, conclui-se que as mudanças realizadas para o cenário 1 foram eficientes, pois é possível perceber uma predominância da coloração verde, característica de regiões com pressões iguais ou superiores a 10 mca, nos horários de 5h00, 12h00 e 19h00, apresentando

um nó na coloração azul claro às 23h00, que, apesar de possuir uma pressão de 30,40 mca, não ultrapassa o limite máximo normativo de 50 mca.

Em relação à perda de carga para o cenário 1, os resultados obtidos estão representados na Figura 8.

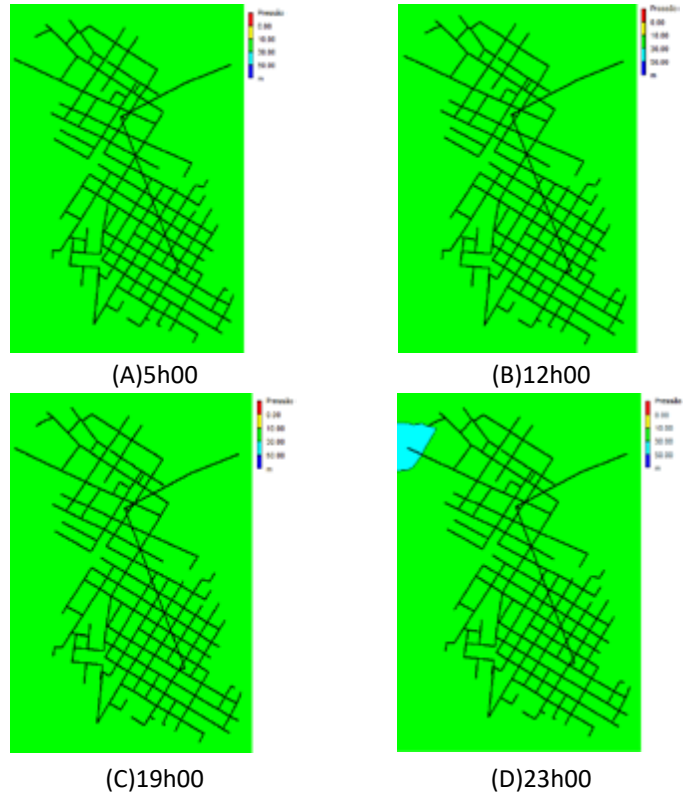


Figura 7 – Pressões nodais para o cenário 1.

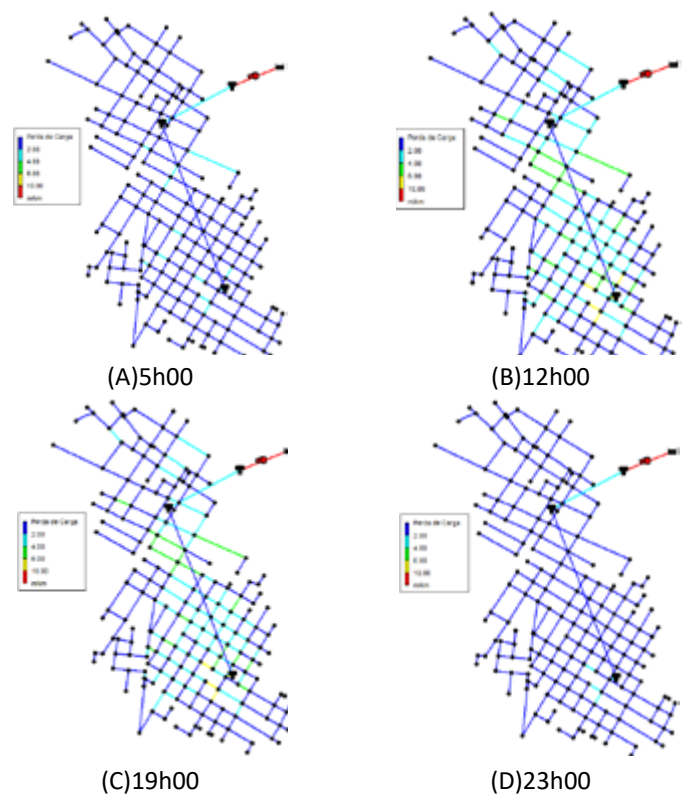


Figura 8 – Perdas de carga para o cenário 1.

Assim, percebe-se que o cenário 1 atende aos padrões da NBR 12.218/2017 (ABNT, 2017), pois nenhum dos trechos da rede atingiu valores superiores a 10 m/km. O horário no qual se obteve os maiores valores de perda de carga foi às 12h00 nos trechos localizados próximos ao reservatório, na parte inferior da imagem, ilustrados na cor amarela, nos quais foi verificado um valor máximo de 9,35 m/km.

O cenário 1 demonstrou ser uma solução eficiente para a reabilitação da rede com relação aos parâmetros hidráulicos, porém o estudo em questão propôs-se também a analisar os parâmetros de qualidade da água através da verificação das concentrações de cloro residual livre no SDA, de forma a obter um cenário que atenda às exigências hidráulicas e de qualidade da água de forma conjunta.

Dentre as análises realizadas, considerando o cenário 1 como inicial, verificou-se que o REL03 tem uma maior influência na rede, sendo este o ponto escolhido como fonte inicial de cloro. Assim, para o segundo cenário (cenário 2) foi inserida uma concentração inicial de 2,7 mg/L no REL 03, em razão de ser esta a concentração média utilizada pela Cagece. Além disso, nesse cenário, utilizou-se a concentração máxima de nitrogênio no açude Edson Queiroz (4,838 mg/L), caracterizada como a situação em que o decaimento de cloro ao longo da rede também será máximo e o valor para o coeficiente K_b é de -1,906 d⁻¹. Os valores do coeficiente K_w foram inseridos conforme a Tabela 2 já ilustrada. A Figura 9 apresenta os resultados desse cenário.

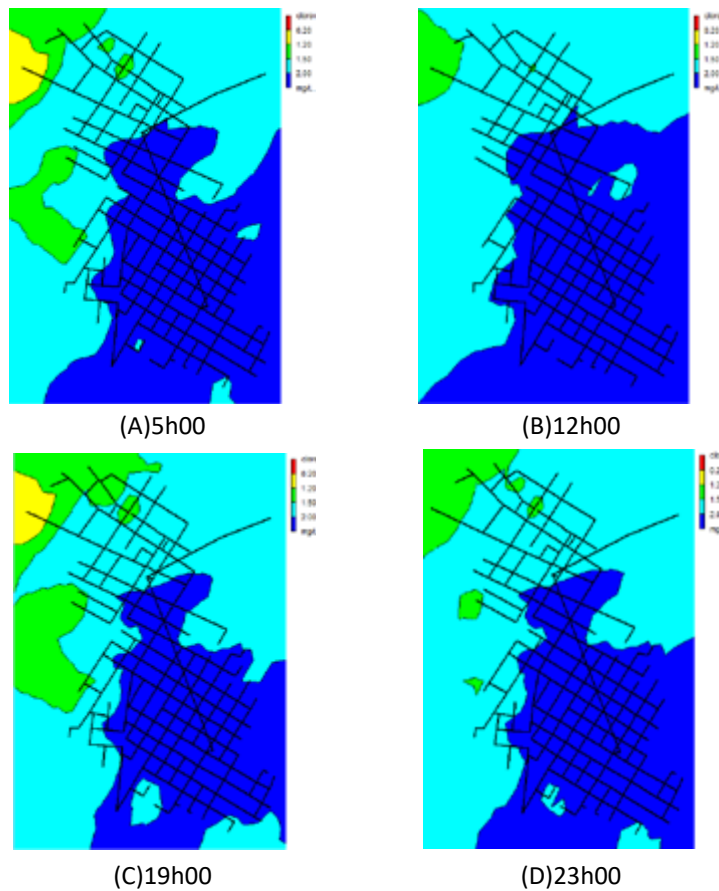


Figura 9 – Resultado do cenário 2 (REL03=2,7 mg/L; $K_b = -1,906$ d).

Pelos resultados obtidos para o cenário 2, percebe-se que as concentrações de cloro permanecem acima dos 0,2 mg/L (mínimo) em toda a rede. Em contrapartida, é possível notar, na região próxima à fonte de cloro, uma persistência de concentrações acima da máxima permitida, chegando a um percentual de 67% dos nós com concentrações superiores a 2mg/L no horário de 12h00. Dessa forma, é perceptível que a concentração inicial de 2,7 mg/L é excessiva, devendo, portanto, ser adotados valores de concentrações iniciais inferiores.

Tendo em vista os resultados do cenário 2, foi proposto um novo cenário (cenário 3), no qual foi substituída a concentração inicial de cloro para o valor de 1,5 mg/L, mantendo-se a concentração

máxima de nitrogênio no açude Edson Queiroz (4,838 mg/L), e conseqüentemente, utilizando o mesmo valor para o coeficiente K_b de $-1,906 \text{ d}^{-1}$. Vale ressaltar que os valores de K_w permanecem os mesmos, pois eles dependem exclusivamente do tipo de material e diâmetro das tubulações, que permanecem inalterados. Os resultados obtidos para o cenário 3 estão ilustrados na Figura 10.

Com a redução da concentração inicial de cloro, obteve-se uma melhoria significativa. Durante toda a simulação, as concentrações na rede mantiveram-se dentro dos limites normativos (0,2 – 2,0 mg/L), apresentando valores compreendidos entre o intervalo de 0,2 e 1,50 mg/L, sendo as maiores concentrações próximas à fonte de cloro; e as menores nas extremidades da rede.

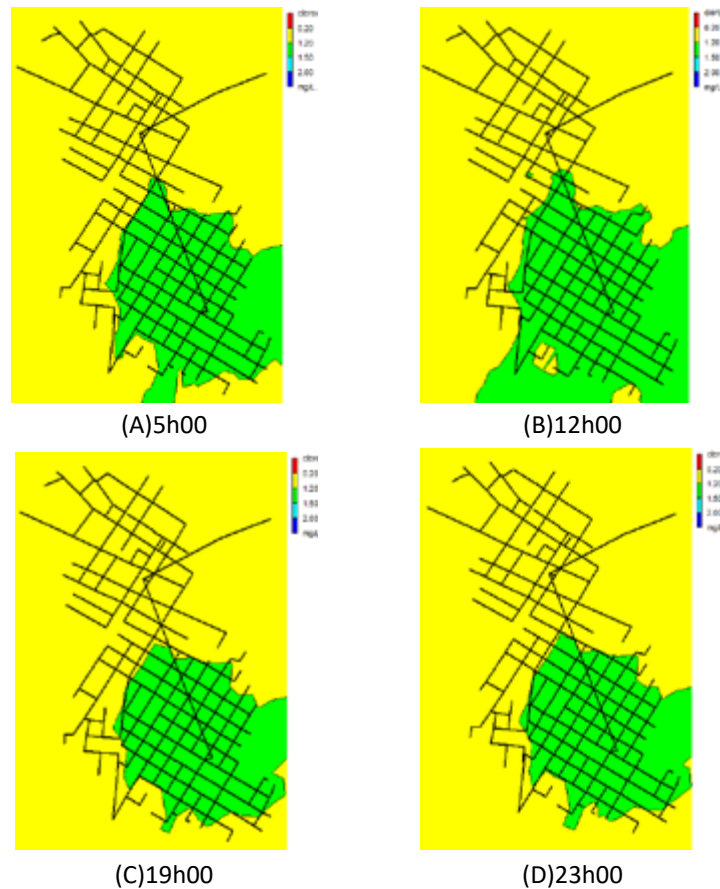


Figura 10 – Resultado do Cenário 3 (REL03= 1,5 mg/L; $K_b = -1,906 \text{ d}^{-1}$).

Apesar dos resultados significativos do cenário 3, fez-se necessária a análise de um quarto cenário (cenário 4), no qual foi considerada a mesma concentração inicial de cloro de 1,50 mg/L, porém com a concentração de nitrogênio mínimo no açude Edson Queiroz (1,313 mg/L), resultando

no coeficiente K_b igual a $-0,206$. Essa análise se fez necessária para verificar se, nas situações em que o decaimento de cloro na rede for mínimo, as concentrações permanecem inferiores ou iguais ao limite máximo de 2,0 mg/L. Os resultados para o cenário 4 estão representados na Figura 11.

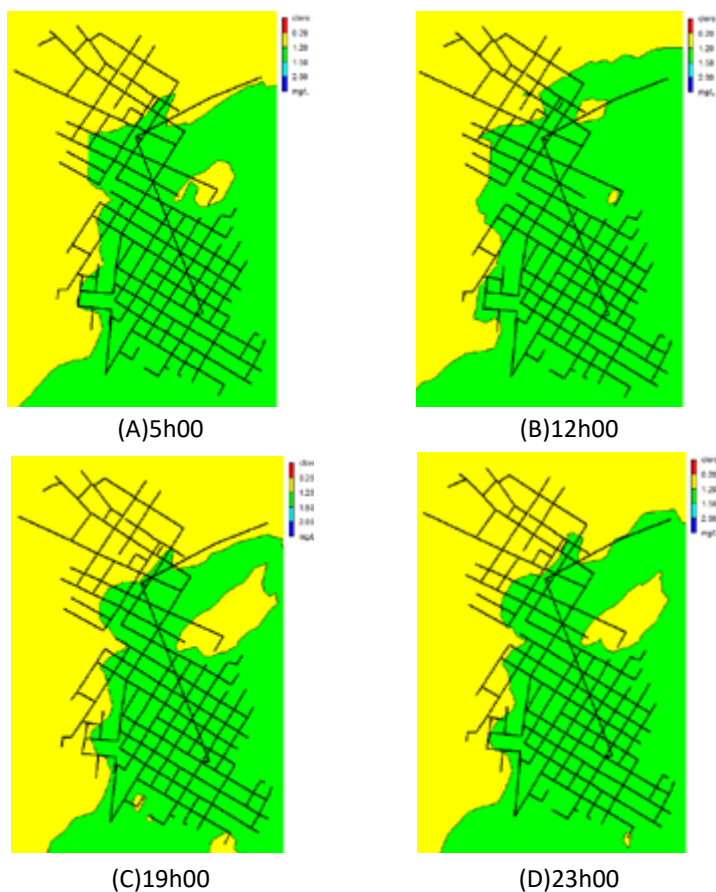


Figura 11 – Resultados do cenário 4 (REL03=1,50 mg/L; $K_b = -0,206$ d)

Ao compararmos as Figuras 10 e 11, referentes aos cenários 3 e 4, percebe-se um aumento significativo das concentrações de cloro, ilustrada pelo aumento da mancha verde na rede. Porém, ainda assim, as taxas mantiveram-se, durante toda a simulação, inferiores a 2,0 mg/L. Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que a utilização da con-

centração inicial de cloro de 1,50 mg/L no REL03 é uma opção eficiente, pois foi possível manter as concentrações de cloro ao longo da rede dentro dos limites normativos, além de ter havido uma redução nos custos com produtos químicos.

Foram realizadas, ainda, simulações utilizando valores de concentração inicial de cloro no REL03

inferiores a 1,5 mg/L, considerando os valores máximo e mínimo de Kb, e verificou-se que toda a rede satisfaz os limites 0,2 – 2,0 mg/L até a concentração inicial de 0,6 mg/L. Para valores iniciais inferiores a este, a rede apresentou regiões com concentrações abaixo de 0,2 mg/L.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho executou a modelagem hidráulica do SDA da região central do município de Santa Quitéria, com o auxílio do software EPANET, o qual permitiu observar o comportamento hidráulico, através da verificação dos parâmetros de pressões e perdas de carga ao longo da rede, bem como a qualidade da água, por meio da análise do decaimento de cloro residual.

Realizada a modelagem hidráulica, percebeu-se que a rede não está em conformidade com as exigências hidráulicas. Como medida de readequação, foi criado, sem a necessidade de modificações em campo, um novo cenário, sugerindo-se a alteração do diâmetro de alguns trechos específicos da rede, a fim de adequar os parâmetros hidráulicos aos limites normativos.

Ainda como objetivo do trabalho, foi analisado o decaimento de cloro residual no novo cenário proposto. Como resultado, verificou-se que a inserção inicial de 2,7 mg/L de cloro no RAPO3 é excessiva, apresentando regiões, ao longo da rede, com concentrações de cloro acima do limite máximo estabelecido. Dessa forma, propôs-se a redução da concentração inicial de cloro para o valor de 1,5 mg/L, com resultados satisfatórios de concentrações de cloro ao longo de toda a rede.

6 CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Conceituação: Linhares TLR, Rocha JS; **Metodologia:** Linhares TLR, Rocha JS; **Redação – Primeira versão:** Linhares TLR; **Redação – Revisão & Edição:** Rocha JS; **Recursos:** Linhares TLR, Rocha JS; **Supervisão:** Rocha JS.

7 REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12.218:** projeto de rede de distribuição de água para abastecimento público – procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.
- AHMED, T.; ALSAYAB, H.; MABROK, M. A.; SAAD, A. Modeling and Simulations of Water Network Distribution to Assess Water Quality: Kuwait as a Case Study. *Alexandria Engineering Journal*, v. 61, n. 12, p. 11859-11877, 2022.
- ALBUQUERQUE, L. F. **Modelagem hidráulica do sistema de distribuição de água da cidade de Sobral-Ceará:** margem direita. 2018. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Estadual Vale do Acaraú, Sobral, 2018.
- AZEVEDO, L. A. D.; LIMA NETO, I. E.; XIMENES JÚNIOR, C. L.; Yu, S.; Yu, T.; ZHANG, T. Chlorine Decay in Water Supply Pipelines: Impact of Nitrogen Concentration in the Source Waters. *Desalination and Water Treatment*, v. 254, p. 160-168, 2022.
- BALESTRO, F. Avaliação da utilização do programa EPANET para modelagem hidráulica de redes de chuveiros automáticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 10., 2020, Online. **Anais.** Disponível em: https://aprepro.org.br/conbrepro/2020/anais/arquivos/10192020_141021_5f-8dcb11c5268.pdf. Acesso em: 21 fev. 2024.
- BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, n. 85, p. 127, 7 mai. 2021.
- BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** 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. Brasília, DF: Presidência da República, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm. Acesso em: 21 fev. 2024.
- DIAS, C. G.; LIBRANTZ, A. F. H.; SANTOS, F. C. R. Modelagem e simulação de um sistema inteligente para controle de dosagem da pós-cloração em estações de tratamento de água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 2, p. 323-332, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020173961>.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Portal hidrológico do Ceará**. [2022]. Disponível em: <http://www.funceme.br/hidro-ce-zend/mi/midia/show/152>. Acesso em: 4 out. 2022.

GOMES, H. P. **Sistemas de abastecimento de água**: dimensionamento econômico e operação de redes e elevatórias. João Pessoa: Editora Universitária/UFPB, 2009.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**. Santa Quitéria. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/santa-quitéria/panorama>. Acesso em: 22 mai. 2022.

MARTIN-CHENUT, K.; SALDANHA, J. O caso amianto: os limites das soluções locais para um problema de saúde global. **Lua Nova**, São Paulo, v. 98, p. 141-170, 2016.

ROSSMAN, L. A. **Epanet 2.0 Brasil**: manual do usuário. João Pessoa: Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento da Universidade Federal da Paraíba, 2009. Disponível em: https://www.ufpb.br/lenhs/contents/documentos/programa-epanet/manual_do_epanet_brasil.pdf. Acesso em: 24 fev. 2024.

SANTA QUITÉRIA. **Plano municipal de saneamento básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Santa Quitéria: Prefeitura de Santa Quitéria, 2015.

SERQUEIRA, J. M. **Modelagem hidráulica do sistema de abastecimento de água da cidade de Jaguapitã – PR**. 2020. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) –Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2020.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Abastecimento de água**. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/ab>. Acesso em: 23 fev. 2024.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 3. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

WU, Q.; ZHANG, L.; ZHAO, X.; ZHOU, G. Assessment and Management of the Performance Risk of a Pilot Reclaimed Water Disinfection Process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 10, p. 1992-2002, 2013.

Como definir qual sistema de tratamento de esgoto adotar? Unifamiliar ou coletivo?

How to determine which sewage treatment system to adopt? Individual or collective?



- **Data de entrada:**
01/08/2023
- **Data de aprovação:**
11/08/2023

Adriano Luiz Tonetti^{1*} | Isabel Campos Salles Figueiredo¹ | Maria Eduarda Pereira de Almeida¹ | Vanessa Mariano Rosa¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.046>

ORCID ID

Tonetti AL  <https://orcid.org/0000-0003-0910-401X>
Figueiredo ICS  <https://orcid.org/0000-0003-0940-0556>

Almeida MEP  <https://orcid.org/0000-0002-0057-6187>
Rosa VM  <https://orcid.org/0009-0003-9278-2571>

Resumo

Segundo o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) (Brasil, 2021b), a partir da densidade demográfica de 605 hab/km², soluções coletivas de coleta de resíduos sólidos têm maior efetividade que as individualizadas. Tonetti *et al.* (2022) constataram que uma distância acima de 76 m entre residências torna o sistema unifamiliar de tratamento de esgotos mais viável do que o coletivo. Logo, neste trabalho foram comparadas essas metodologias, verificando que um sistema unifamiliar será mais adequado que o coletivo para a coleta e tratamento do esgoto, quando a densidade demográfica ficar abaixo de 693 hab/km², ou quando houver uma distância entre residências maior que 76 m. Também devemos considerar nessa tomada de decisão: o local da estação de tratamento de esgoto e do lançamento ou infiltração de seu efluente; o tipo de sistema de tratamento escolhido; os aspectos legais; e a gestão da tecnologia adotada. Assim, teremos sistemas sustentáveis e perenes que contribuirão para a universalização do saneamento no Brasil.

Palavras-chave: Saneamento. Descentralizado. Rural. Unifamiliar. Coletivo.

Abstract

According to the National Program for Rural Sanitation (PNSR) (BRASIL, 2021b), from a population density of 605 inhabitants/km² upward, collective solutions for solid waste collection would be more effective than individualized ones. Tonetti et al. (2022) found that a distance greater than 76 m between residences makes the individual sewage treatment system more viable than the collective approach. Therefore, this study compared these methodologies, finding that an individual system would be more suitable than the collective one for sewage collection and treatment, when the population density is below 693 inhabitants/km² or when the distance between residences is beyond 76 m. We should also consider in this decision-making process: the location of the sewage treatment station and of the discharge or infiltration of its effluent; the type of chosen treatment system; legal aspects; and the management of the adopted technology. Thus, we will have sustainable and enduring systems that contribute to the universalization of sanitation in Brazil.

Keywords: Sanitation. Decentralized. Rural. Individual. Collective.

¹ Universidade Estadual de Campinas – Campinas – São Paulo – Brasil

* **Autor correspondente:** tonetti@unicamp.br

1 INTRODUÇÃO

Estima-se que cerca de 2,3 bilhões de pessoas no mundo ainda enfrentam a falta de acesso a práticas adequadas de esgotamento sanitário, com uma significativa disparidade entre a realidade das áreas urbanas e rurais (WHO/UNICEF, 2017). De acordo com dados divulgados por WHO/UNICEF (2015), cerca de sete em cada dez dessas pessoas residem em áreas rurais, o que evidencia ainda mais a desigualdade no acesso ao saneamento básico.

Essa também é a realidade do Brasil, pois cerca de 54,4 milhões de brasileiros não possuem acesso adequado à coleta e ao tratamento de esgoto. Nas áreas rurais, a inexistência de banheiros ou sanitários é três vezes maior que quando comparado às áreas urbanas (Brasil, 2021a).

Nestas circunstâncias, os sistemas descentralizados se apresentam como uma alternativa para o tratamento de esgoto (Tonetti *et al.*, 2018a). Em sua implantação são aplicadas técnicas adequadas para a realidade rural, podendo ser adaptadas de acordo com a demanda de cada residência ao se avaliar os critérios sociais, econômicos e ambientais (Bieker; Cornel; Wagner, 2010).

De acordo com os resultados de estudo da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), os sistemas descentralizados são apropriados para comunidades de baixa densidade pois se mostram mais econômicos que os sistemas centralizados (Massoud *et al.*, 2009), visto que a maior parte dos gastos está associada à unidade de tratamento (Hong *et al.*, 2005). No entanto, ainda é muito difícil o desenvolvimento de estimativas de custo para esses sistemas de coleta e tratamento de esgoto (Massoud *et al.*, 2009).

No Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) (Brasil, 2019a) há uma proposta de reclassificação dos setores censitários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). No estudo está apontado que os setores onde a densidade

demográfica for inferior a 605 habitantes/km² e em cujo entorno exista, pelo menos, um setor censitário de mesma natureza serão considerados rurais. Isso porque provavelmente não seriam caracterizados por construções, arruamentos e intensa ocupação humana ou áreas afetadas por transformações decorrentes do desenvolvimento urbano (Brasil, 2019b). A metodologia do PNSR levou à reclassificação de mais de dez milhões de habitantes que passariam a residir em áreas rurais que antes eram consideradas áreas urbanas pelo IBGE.

Para o PNSR, os setores censitários com densidade demográfica superior a 605 hab/km² pertencem a um aglomerado de domicílios. Nesse caso, no tocante aos resíduos sólidos, apresentariam um maior potencial de atendimento por solução coletiva, que corresponde à coleta porta a porta (Brasil, 2021b). Nesse aglomerado ainda ocorreria uma baixa densidade demográfica, pois haveria uma média de dois a três domicílios por quarteirão (10.000 m²) (Brasil, 2021b). No entanto, o PNSR não apresenta discussão semelhante no que concerne à coleta e tratamento de esgoto. Logo, não há uma indicação a partir de qual densidade populacional passaria a ser mais interessante a adoção de um sistema coletivo ou unifamiliar.

Nesse ponto, Tonetti *et al.* (2022) constatou que a partir de uma distância média de 76 m entre as residências um sistema unifamiliar de tratamento de esgotos sempre será mais economicamente viável do que um sistema coletivo. Os autores fizeram um estudo de custo a partir do emprego de um sistema unifamiliar, composto pela associação de tanque séptico e sumidouro, e de um sistema coletivo, que adotou um arranjo tecnológico composto da associação de tanque séptico, filtro anaeróbio e o lançamento em um corpo hídrico. Foram avaliados sistemas unifamiliares que tratam o esgoto doméstico de uma residência com quatro moradores e sistemas coletivos com até 1.000 habitantes (250 residências com

quatro moradores). Em todos os casos, os autores incluíram os custos de abertura de valas, assentamentos dos tubos, instalação de poços de visita e construção dos reatores.

Dessa forma, o presente trabalho se propõe a realizar uma comparação entre as metodologias propostas pelo PNSR (Brasil, 2021a) e Tonetti *et al.* (2022) quanto a definição do uso de sistemas unifamiliares e coletivos. Com isso, espera-se contribuir para uma tomada de decisão mais sustentável no que diz respeito ao sistema de coleta e tratamento de esgotos a ser empregado em comunidades rurais ou descentralizadas.

2 METODOLOGIA

No presente estudo será realizada uma análise comparativa de duas propostas, que buscam caracterizar uma área rural frente a alternativas de gestão da coleta e tratamento de esgoto e resíduo sólido. Para isso serão comparadas as propostas do Programa Nacional de Saneamento Rural, no qual há uma discussão dos aspectos conceituais da ruralidade no Brasil e das interfaces com o saneamento básico (BRASIL, 2021a), com aquela desenvolvida por Tonetti *et al.* (2022), na qual os autores concluíram que a partir de uma distância média de 76 m entre as residências um sistema unifamiliar de tratamento de esgotos sempre será mais viável que um sistema coletivo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quando consideramos a distância média de 76 m entre as residências e cada uma ocupada por quatro pessoas (Tonetti *et al.*, 2022) temos que a densidade populacional será de 693 hab/km² (Figura 1). Em densidades abaixo desse valor, a construção dos sistemas unifamiliares sempre seria mais viável economicamente que dos coletivos (Tonetti *et al.*, 2022). É importante destacar que Tonetti *et al.* (2022) fez um estudo avaliando a questão da coleta e tratamento de esgoto ao comparar uma gestão unifamiliar com a coletiva.

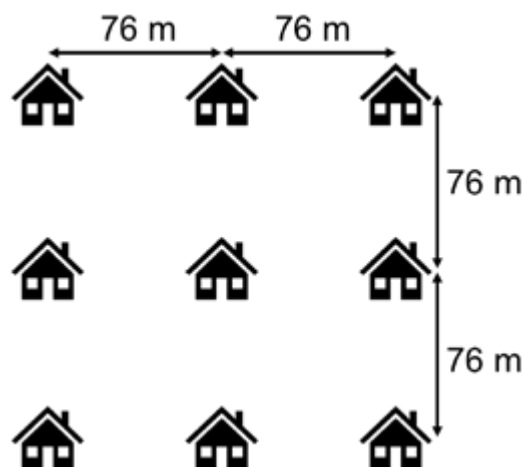


Figura 1 – Determinação do número de casas distantes 76 m entre si e presentes numa dada área.

Esse resultado é apenas 15% superior ao proposto no Programa Nacional de Saneamento Rural (Brasil, 2021b), no qual há a indicação de que a partir da densidade demográfica de 605 hab/km² as soluções coletivas de coleta de resíduos sólidos teriam maior potencialidade que as individualizadas.

O PNSR (Brasil, 2021b) expõe uma densidade relacionada à ruralidade e à coleta de resíduos sólidos, na qual a partir de 605 hab/km² seria mais indicado o uso de um caminhão para realizar a coleta porta a porta. De certo modo, no presente artigo está sendo feito uma comparação onde as formas de obtenção dos valores de referência foram bastante diferentes e até mesmo com objetivos distintos, mas os dados encontrados foram muito próximos entre si. Isso pode ser um indicativo de que tanto a coleta de esgoto feita por uma rede coletora coletiva como a coleta de resíduos sólidos porta a porta podem ter um valor para a tomada de decisão muito próximo. Logo, a forma de gestão para a coleta desses resíduos poderia ser definida a partir de valores únicos.

De forma mais conservadora, poderíamos escolher o valor apontado por Tonetti *et al.* (2022) (693 hab/km²), o qual acaba sendo superior ao apontado pelo PNSR (Brasil, 2021b) (605 hab/km²). Assim,

abaixo dessa densidade seria mais viável uma gestão unifamiliar, não sendo indicada a adoção de uma rede coletora de esgoto ou de veículos para o transporte de resíduos.

No entanto, a apresentação dos resultados deve levar em conta uma fácil aplicação para os tomadores de decisão quanto à escolha da melhor forma de gestão. Seguir pelo caminho da avaliação em uma dada área poderá ocasionar na “diluição” de alguns sistemas coletivos onde há agrupamentos com distintas densidades (Figura 2).

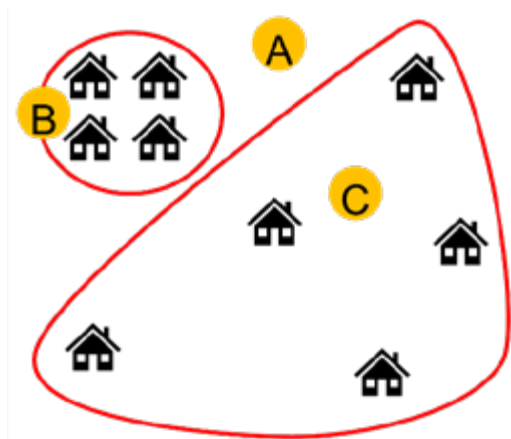


Figura 2 – Área total avaliada (A); Área mais densa (B) e Área menos densa (C).

Outra questão importante é a determinação prática dessa densidade em uma área determinando como ela poderia ser mensurada por uma pessoa que deverá fazer uma escolha entre o sistema unifamiliar e o coletivo. Por exemplo, como determinaríamos a densidade do arruamento apresentado na Figura 3? Será que nesse exemplo não seria mais simplificado fazer uma medição em campo da distância entre essas residências? Isso não simplificaria a tomada de decisão quanto a forma de tratar o esgoto ou coletar o resíduo sólido nesses locais? No caso, bastaria o uso de uma trena para a medição.

Essa medida deve levar em conta que os moradores das áreas rurais brasileiras que ainda demandam soluções para o saneamento são, em sua maioria, carentes, possuindo escasso acesso a sistemas informatizados ou programas sofisticados de georreferenciamento que avaliem a ocupação de dada região. Do mesmo modo, os municípios que demandam investimento nesse tipo de infraestrutura também possuem grande possibilidade de não terem entre seus servidores pessoas capacitadas para uma tomada de decisão que exija um conhecimento técnico mais avançado.



Figura 3 – Exemplo de distribuição de habitações numa área rural.

Neste caso, uma simples medição da distância entre as residências poderia ser um grande simplificador da tomada de decisão (Figura 4). Essa poderia partir de uma dada residência e seguir para a mais próxima, e assim sucessivamente. A partir da superação da distância de 76 m proposta por Tonetti *et al.* (2022), seria avaliado se essa residência mais distante poderia fazer parte do núcleo habitacional quanto à instalação da rede coletora de esgoto. Logo, ela poderia ser parte desse, fazer parte de outro aglomerado ou coletar e tratar seu próprio esgoto e gerenciar seu resíduo sólido.

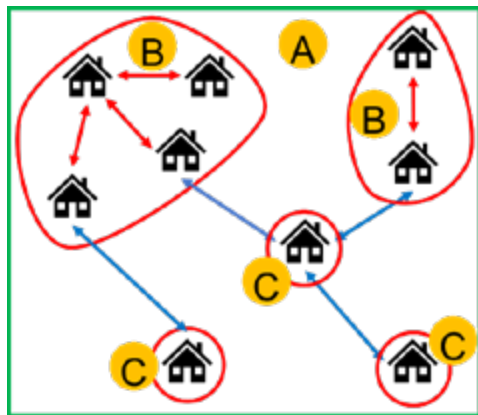


Figura 4 – Avaliação da distância entre as residências. Área total avaliada (A); Área mais densa (B) e Área menos densa (C).

No exemplo apontado na Figura 4 poderíamos constatar que em uma dada área rural seria mais interessante a formação de um sistema semicoletivo de tratamento de esgoto para um conjunto de residências (B), enquanto para outras seria mais econômico a adoção de um sistema unifamiliar (C), onde cada família teria seu próprio sistema de coleta e tratamento.

Nessa avaliação, que não usa uma densidade limite, seria possível considerar nas medições de campo a presença de obstáculos que dificultariam a construção de uma rede coletora. Por exemplo, poderia ser constatado que em um local onde há

uma proximidade propícia a um sistema coletivo existe um solo rochoso ou um corpo hídrico que dificultaria a passagem de uma tubulação ou demandaria a construção de uma estação elevatória de esgotos (Figura 5). Neste caso, seria mais interessante que uma das residências (D) ficasse isolada desse aglomerado e passasse a ser responsável pela sua própria coleta e tratamento.

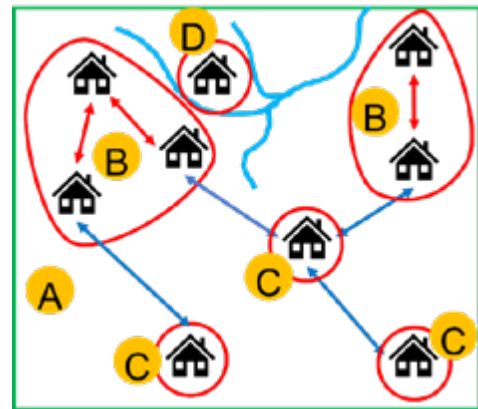


Figura 5– Área D isolada do sistema B devido a presença de um corpo hídrico.

É importante destacar que a avaliação apresentada no presente trabalho não pode ser definitiva, devemos incluir outros parâmetros para a tomada de decisão. Diversos aspectos não abordados devem influir na escolha da gestão, principalmente quando envolverem sistemas coletivos. Por exemplo, onde locar a estação de tratamento de esgoto? Será que o proprietário do lote onde estaria a cota mais favorável para a instalação do sistema de tratamento cederia parte de seu terreno para um benefício sanitário coletivo? Será que o município ou o estado deveria adquirir esse lote? Definida a locação, qual seria o melhor sistema de tratamento de esgoto a ser aplicado para um conjunto de residências? Será que o tanque séptico seria ideal? Haveria a necessidade de um filtro anaeróbio? Como seria a gestão do lodo? O UASB ocuparia um pequeno espaço, mas demandaria uma gestão do lodo com maior frequência. Além disso, qual seria o pós-tratamento do UASB? Um Filtro Biológico

Percolador? A vazão seria suficiente para girar o braço de distribuição do efluente sobre seu leito? Uma alternativa seriam os leitos alagados construídos (wetlands), mas quem se responsabilizaria pela poda e destino do material gerado?

Além de tudo isso, onde seria lançado o efluente também é uma questão. Esse lançamento exigiria uma vazão suficiente no corpo hídrico para garantir a adequada diluição e atendimento à legislação brasileira CONAMA 357 (Brasil, 2005). Talvez, em função do medo das cheias, dificilmente moradores rurais



têm suas casas próximas a grandes corpos hídricos, tendendo a construir as residências próximas a pequenos riachos, brejos ou nascentes que dificultarão o lançamento direto do efluente (Figura 6).

Por sua vez, a infiltração demandaria uma grande área. Saber se esta área estaria disponível e se o solo e a profundidade do lençol freático seriam adequados para a infiltração são pontos importantes, juntamente com a definição de quem faria a avaliação do teste de percolação indicado pela norma brasileira NBR 13969:1197 (ABNT, 1997).



Figura 6 – Residência isolada que possui uma área alagada ao fundo.

Também devemos considerar que havendo a viabilidade da rede coletora, os moradores tenderão a lançar todo o efluente produzido na residência, ou seja, haveria menor possibilidade da separação da água cinza da água do vaso sanitário. Isso acarretaria uma maior dificuldade do uso dos nutrientes e água presente nas águas cinzas, além de exigir reatores com maiores dimensões para o tratamento do esgoto.

Outro aspecto diz respeito à gestão desses sistemas, pois os moradores dificilmente teriam interesse em realizá-la. Caso haja o pagamento a algum morador para executar essa atividade, ele seria questionado a respeito de outros problemas

operacionais onde deve haver a atuação do próprio usuário, como por exemplo o entupimento de tubos no interior do lote e transbordamento da caixa de gordura. Também poderia passar a existir “ciúme” pela renda e uma exigência que iria além de suas funções.

Por fim, devemos avaliar a partir de qual número de residências seria viável um sistema coletivo. Mesmo estando a uma distância inferior a 76 m, será que seria sempre viável um sistema coletivo? Não seria mais adequado que na existência de poucas casas houvesse a priorização de sistemas unifamiliares? Nesse caso, não haveria a necessidade de um ente externo incumbido pela operação

do sistema nem o risco de ocorrência de conflito entre moradores por problemas relacionados à má operação da rede e gestão de uma única e pequena estação de tratamento.

Na definição da forma de gestão do sistema de tratamento também deverão ser considerados os aspectos legais, por exemplo a partir da associação de qual número de residências passa a existir a necessidade de um licenciamento ambiental para a construção de rede coletora e sistema de tratamento de esgoto.

Na CONAMA 237 (Brasil, 1997) está estabelecido que a estação de tratamento de esgoto sanitário é um empreendimento sujeito ao licenciamento ambiental. Mas no Artigo 1º da CONAMA 377 (Brasil, 2006) está descrito que ficam sujeitos a *procedimentos simplificados de licenciamento ambiental* as unidades de transporte e de tratamento de esgoto sanitário de pequeno e médio porte. Uma estação é considerada de pequeno porte se a vazão nominal de projeto for menor ou igual a 50 L/s ou com capacidade para atendimento de até 30.000 habitantes, a critério do órgão ambiental competente.

No Estado de São Paulo, de acordo com o Artigo 57 do Regulamento da Lei Estadual 997 (1976), aprovado pelo Decreto 8.468 (São Paulo, 1976) e com suas alterações, estão sujeitas ao licenciamento ambiental, entre outras, as seguintes fontes de poluição: sistemas autônomos públicos ou privados de armazenamento, afastamento, tratamento, disposição final e reúso de efluentes líquidos, *exceto implantados em residências unifamiliares*.

Logo, juntando algumas poucas casas passaria a existir um sistema coletivo de coleta de esgoto com sua estação de tratamento. Nesse caso, haveria a necessidade de solicitar um caro licenciamento ambiental, mesmo que simplificado?

Segundo Tonetti *et al.* (2018a), para o órgão licenciador do estado de São Paulo, a Companhia de

Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), ainda se mantém a tradicional dicotomia: solução unifamiliar *versus* sistema coletivo. O primeiro não se submete ao licenciamento, mas no caso do sistema coletivo a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) proposta deve atender aos padrões de emissão e de qualidade, classificação legal e legislações específicas. A implantação desses sistemas irá demandar uma análise de cada caso concreto, não havendo normativa que indique o número mínimo de residências para se considerar coletivo um sistema de coleta, afastamento e tratamento de esgotos domésticos (Tonetti *et al.*, 2018a).

Todos esses questionamentos complicadores poderiam interferir na escolha do sistema coletivo, mas o sistema unifamiliar não sofreria qualquer influência. Logo, podemos ter a segurança da viabilidade de sistemas unifamiliares onde a distância entre as residências supera 76 m. Nessa situação, o morador instalaria a tecnologia dentro de seu próprio lote e infiltraria o efluente nessa mesma região, em um local mais favorável. Devido à grande distância entre as residências é esperado que exista uma grande disponibilidade de área para a disposição final do efluente por meio da infiltração.

Além do mais, esse efluente poderia ser separado na fonte de geração, ou seja, poderíamos ter a água proveniente do vaso sanitário separada daquela produzida em pias e chuveiros (águas cinzas) (Figueiredo *et al.*, 2019a). Tal medida poderia simplificar o sistema de tratamento de esgoto e até mesmo propiciar o uso desse efluente de forma segura (Figueiredo *et al.*, 2019a).

Cabe destacar que os autores do presente artigo não acreditam que a fossa tradicional seja sempre uma tecnologia inadequada, havendo um histórico de conhecimento popular a respeito de sua construção e operação (Figueiredo *et al.*, 2019b). Assim, mesmo não estando presente em normas técnicas, ela poderá ser adequada quando: respeitar uma distância mínima entre o fundo da fossa e o lençol

freático; estiver a uma distância mínima do poço ou nascente; respeitar as características construtivas de acordo com as condições do terreno; ter um rodízio operacional para recuperação de sua capacidade de recebimento de efluente; possuir laje de fechamento construída em concreto armado; e for dotada de uma abertura de inspeção com tampão de fechamento hermético (Figueiredo *et al.*, 2019b).

Nesse ponto caberia discutir quem seria o responsável pela construção do sistema unifamiliar: o morador, uma empresa ou o município. Qual material utilizar na construção: plástico, tijolos ou concreto? Devemos ter em mente a grande distância de muitas propriedades rurais em relação a empresas produtoras de artefatos de concreto, o que encareceria a construção de sistemas feitos com eles. Além disso, a topografia do terreno das propriedades rurais poderia impedir a circulação de caminhões com guindaste (tipo *Munck*) para a instalação de pesados anéis de concreto.

Além do que, quem faria o teste de estanqueidade nesses tanques construídos com concreto? Haveria disponibilidade de água suficiente para sua realização em um curto período? Lembremos que a água potável nas propriedades rurais normalmente é proveniente de nascentes e poços caipiras com baixas vazões.

Por sua vez, o uso de reatores confeccionados em material plástico ou fibra de vidro reforçada ainda traz muita desconfiança. Há no mercado uma grande diversidade de tecnologias que, segundo seus fabricantes, possuem grande capacidade de tratamento do esgoto, mesmo com baixos tempos de detenção hidráulica. Mas, qual ente externo garante essa eficiência? Quem garante que o lodo gerado é estabilizado?

Além dessas questões, outro grande problema que envolve a escolha de sistemas unifamiliares seria a gestão de inúmeros unidades de tratamento de esgoto, ou seja, numa mesma área poderíamos ter uma grande quantidade de tanques sépticos

atendendo a moradias unifamiliares. Mas como exigir que o morador rural cumpra com a rotina anual da cara remoção do lodo por meio de caminhões limpa fossa (Tonetti *et al.*, 2018b)? Como saber se esse morador tem condições de avaliar se o sistema de infiltração do efluente (vala de infiltração ou sumidouro) está funcionando adequadamente, não havendo a colmatação do solo e o afloramento de efluente?

Não podemos permitir que a gestão seja exclusivamente da família que possui o sistema, mas deve existir uma entidade que se responsabilize pela averiguação da construção e operação de toda a estrutura utilizada, além de levar educação sanitária e ambiental a essa população. Essa construção e monitoramento também não deverá ser exclusivo dessa entidade, sendo os moradores corresponsáveis. Somente com tal ação poderemos ter sistemas perenes e sustentáveis por longos períodos, impedindo que investimentos vultuosos sejam gastos sem um efetivo cumprimento de seus objetivos.

Logo, devemos buscar tecnologias simplificadas e robustas, que sejam fáceis de serem construídas e ao mesmo tempo exijam um mínimo de atenção em sua operação.

Podemos constatar ao longo da leitura do presente texto que no saneamento rural ainda há muitas dúvidas no tocante aos aspectos construtivos das tecnologias cabíveis de serem usadas, além de muita desorientação quanto à sua gestão. Tal situação é fruto de décadas de abandono do setor rural frente a esse problema, que criou uma cultura na qual o saneamento deve ser responsabilidade do próprio morador, o qual não precisa receber qualquer amparo do estado.

Para que consigamos a almejada universalização do saneamento, devemos buscar o aumento da salubridade na área rural. Esse objetivo somente será atingido com investimentos substanciais em obras estruturais e estruturantes e no aporte

de recursos em pesquisas voltadas para o saneamento rural ou descentralizado. Além disso, deve existir uma cooperação entre todos os envolvidos com o tema, indo desde a universidade desenvolvedora e melhoradora de tecnologias aos órgãos estatais envolvidos diretamente com a atividade de saneamento rural, passando também por organizações não governamentais e empresas do setor. Somente assim atingiremos o objetivo de levar um saneamento adequado a área rural, de forma perene e sustentável.

4 CONCLUSÃO

Podemos escolher a densidade populacional de 693 hab/km² como delimitadora para a adoção de um sistema unifamiliar ou coletivo para a coleta e tratamento do esgoto. Abaixo dessa densidade seria mais viável o sistema unifamiliar, e acima passaria a ser mais interessante o coletivo, no qual haveria a instalação de uma rede coletora.

No entanto, para facilitar a tomada de decisão dos atuantes no setor do saneamento rural, em vez de utilizarmos de uma densidade populacional como forma de escolha da gestão do sistema, é sugerido o uso da distância de 76 m entre as residências. Abaixo dessa distância seria mais viável o sistema coletivo, e acima passaria a ser mais interessante o individual.

Na avaliação dessa gestão não devemos nos deter somente a distância entre as residências ou a densidade populacional, mas também considerar a localização da estação de tratamento de esgoto, o sistema de tratamento adotado, o local de lançamento ou infiltração do efluente, os aspectos legais e a gestão da tecnologia adotada.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES (processos 88887.856539/2023-00 e 88887.703767/2022-00) e ao CNPq (processo 308496/2021-3) pelas bolsas de mestrado e doutorado recebidas e a Fapesp

(Processo 2017/07490-4) pelo Auxílio à Pesquisa. Também agradecemos à Pró Reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Unicamp pelos recursos financeiros destinados ao Projeto Saneamento Rural (<https://www.fecfau.unicamp.br/~saneamento-rural/>) e a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) pelas visitas técnicas a sistemas descentralizados.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores participaram da conceitualização, metodologia, investigação e redação. Aquisição de financiamento: Tonetti A. L.

7 REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.
- BIEKER, S.; CORNEL, P.; WAGNER, M. Semicentralised supply and treatment systems: integrated infrastructure solutions for fast growing urban areas. **Water Science & Technology**, London, v. 61, n. 11, p. 2905-2913, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.189>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. **Diário Oficial da União**, n. 247, Seção 1, p. 30841-30843. 1997.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº377, de 9 de outubro de 2006. Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. **Diário Oficial da União**, n. 195, Seção 1, p. 56. 2006.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 053, p. 58-59. 2005.
- BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), 2019a. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/501>. Acesso em: 21 fev. 2024.
- BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural**: aspectos conceituais da ruralidade no Brasil e interfaces com o sanea-

mento básico. Brasília, DF: Fundação nacional da Saúde (FUNASA). 2019b. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/670>. Acesso em: 21 fev. 2024

BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural: Eixos estratégicos – Matrizes tecnológicas**. Brasília, DF: Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), 2021a. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/669>. Acesso em: 21 fev. 2024

BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural Estudo das necessidades de investimentos em saneamento rural no Brasil**. Brasília, DF: Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), 2021b. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/665>. Acesso em: 21 fev 2024.

FIGUEIREDO, I. C. S.; DUARTE, N. C.; COASACA, R. L. et al. Águas cinzas em domicílios rurais: separação na fonte, tratamento e caracterização. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, p. 141-156, 2019a. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.061>

FIGUEIREDO, I. C. S.; MIYAZAKI, C. K.; MADRID, F. J. P. L. et al. Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária?. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, p. 87-99, 2019b. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.057>

HONG, S. W., CHOI, Y. S., KIM, S. J., KWON, G. Pilot-testing an alternative on-site wastewater treatment system for small communities and its automatic control. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 101-108, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0356>

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>

SÃO PAULO. Decreto nº8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p. 4. 1976.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. L. et al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018a. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1cO4nMVULSRQstTNco5EP-V3dWYH43-0n/view>. Acesso em: 21 fev. 2024.

TONETTI, A. L.; DUARTE, N. C.; FIGUEIREDO, I. C. S.; BRASIL, A. L. Alternativas para o gerenciamento de lodo de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos de áreas rurais. **Labor e Engenharia**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 145-152, 2018b. <https://doi.org/10.20396/labore.v12i1.8649680>

TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; MADRID, F. J. P. L. et al. Cost confrontation study for decentralized wastewater treatment: When to adopt a cluster or onsite system?. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 19 p. 3529-3538, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03327-w>

WHO/UNICEF – WORLD HEALTH ORGANIZATION/UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Geneva: WHO Press, 2017. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/258617>. Acesso em: 21 fev. 2024.

WHO/UNICEF – WORLD HEALTH ORGANIZATION/UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment**. Geneva: WHO Press, 2015. Disponível em: https://apps.who.int/iris/handle/10665/177752?search-result=true&query=Progress+on+sanitation+and+drinking+water&scope=&rpp=10&sort_by=score&order=desc. Acesso em: 21 fev. 2024.

Desenvolvimento de modelo computacional com aplicação do filtro de Kalman para detecção de vazamentos em redes de distribuição de água


- **Data de entrada:** 16/05/2023
- **Data de aprovação:** 21/02/2023

Development of a computational model with application of the Kalman filter for detecting leaks in water distribution networks

Rafael Humberto Machado Zerunian^{1*} | Erich Kellner¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.047>

ORCID ID

Zerunian RHM  <https://orcid.org/0009-0008-4002-0707>

Kellner E  <https://orcid.org/0000-0002-7592-5580>

Resumo

As perdas reais, causadas sobretudo por vazamentos nas redes de distribuição de água, são um obstáculo importante na gestão de recursos hídricos no meio urbano. Entre as abordagens para o seu combate, está a utilização de métodos probabilísticos que possam simular esse tipo de sistema dinâmico, a exemplo do filtro de Kalman, utilizado no campo científico como uma ferramenta de previsão de estados a partir de dados modelados e dados de sensores cuja medição possui distorções que afetam sua precisão. Este estudo objetivou avaliar a aplicabilidade desse conceito como instrumento operacional e, para isso, foi realizada a modelagem hidráulica do sistema Village Flamboyant, na cidade de São José do Rio Preto (SP). Posteriormente, foram realizadas medições de pressão na rede e, a partir dos dados coletados, foi desenvolvido um algoritmo em Python que permitiu a determinação de valores residuais do filtro de Kalman, demonstrando sua correlação com a ocorrência de vazamentos na rede.

Palavras-chave: Perdas reais. Filtro de Kalman. Modelagem hidráulica.

Abstract

Real losses, mainly caused by leaks in water distribution networks, are an important obstacle in the management of urban water resources. The approaches to combat it include using probabilistic methods that can simulate this type of dynamic system, such as the Kalman Filter, which the scientific field uses as a state prediction tool based on modeled and sensor data the measurement of which shows distortions that affect its accuracy. This study aimed to evaluate the applicability of this concept as an operational instrument. For that, a hydraulic modeling of the Village Flamboyant system was carried out in the municipality of São José do Rio Preto, São Paulo State. Then, pressure measurements were taken in the network and, from the collected data, an algorithm was developed in Python that enabled the determination of residual values of the Kalman Filter, showing the correlation between them and the occurrence of leaks in the network.

Keywords: Real losses. Kalman Filter. Hydraulic modelling.

¹ Universidade Federal de São Carlos – São Carlos – São Paulo, Brasil

* **Autor correspondente:** rafael.zerunian@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Entre os tópicos relacionados à gestão de sistemas de abastecimento de água, um dos mais importantes é a gestão das perdas (Kingdom; Liemberger; Marin, 2006), uma vez que a água disponível para consumo humano se torna cada vez mais escassa, e os processos de captação, tratamento e distribuição, cada vez mais complexos e desafiadores (Unesco; UN-Water, 2020). Deixar de entregar a água produzida, ou deixar de contabilizá-la, passou a ser um problema com múltiplas facetas, afetando a sustentabilidade ambiental, bem como a saúde financeira dos órgãos de saneamento (Kingdom; Liemberger; Marin, 2006).

As perdas reais, uma das espécies de perdas, referem-se especificamente à água que não chega ao usuário devido a anomalias na rede de distribuição, como vazamentos (Al-Washali; Sharma; Kennedy, 2016). Para o combate a essas perdas, diversas ferramentas, como métodos acústicos e balanço hídrico, têm sido utilizadas com o intuito de detectar vazamentos. Entre elas se incluem modelos matemáticos que estimam a existência e localização dessas fugas de água (Delgado-Aguiñaga; Besançon; Begovich, 2015).

Nesse contexto, o filtro de Kalman é uma das possíveis alternativas para a realização da tarefa, uma vez que sua finalidade é a de estimar o estado de variáveis desconhecidas, a partir de medições observadas ao longo do tempo (Kim; Bang, 2019). Portanto, uma vez que um sistema de distribuição é dotado de variáveis hidráulicas que interagem com a existência de vazamentos, tais como vazão e pressão, a utilização do filtro de Kalman poderia relacionar dados advindos de várias localidades diferentes do sistema e determinar incorreções entre valores medidos em campo e um modelo hidráulico correspondente, funcionando como um estimador de vazamentos (Delgado-Aguiñaga; Besançon; Begovich, 2015).

Assim, este estudo se concentrará nas perdas reais e na detecção de vazamentos, utilizando o filtro de Kalman aplicado a um sistema de abastecimento de água de São José do Rio Preto, em São Paulo.

2 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo principal aplicar o conceito do filtro de Kalman como ferramenta de identificação e localização de vazamentos em redes de distribuição de água. Para isso, este arcabouço teórico foi aplicado em uma situação de abastecimento real em um sistema de abastecimento público de água potável do município de São José do Rio Preto, em São Paulo.

Assim, foram definidos como objetivos específicos: o desenvolvimento do algoritmo computacional, utilizando-se o método do filtro de Kalman, capaz de estabelecer as relações entre os dados coletados e o modelo hidráulico; a aplicação do modelo computacional; e a busca de correlações com dados de campo, a fim de indicar provável localização de vazamentos na rede estudada.

3 METODOLOGIA

O filtro de Kalman é um algoritmo que possui como objetivo estimar o estado desconhecido de variáveis, na presença de medições ruidosas e imprecisas, em sistemas dinâmicos lineares. Além disso, esse instrumento matemático permite que seja realizada a predição desse estado em um momento futuro, com base em suas estimativas e correções passadas.

O processo de aplicação do filtro de Kalman impõe a necessidade de assimilação dos dados obtidos, o que significa dizer que, a cada passo de tempo em que o algoritmo é executado, ele realiza uma previsão, que é comparada com a medição. Em seguida, são realizadas uma correção e uma nova previsão para o próximo passo de tempo. Portanto, o filtro de Kalman é composto de três partes principais: um vetor de estado, que geral-

mente contém parâmetros de modelo, bem como variáveis dependentes; um modelo de estimativa; e um modelo de assimilação, que combina informações do modelo de estimativa com dados observados. A diferença entre os modelos é chamada de inovação; e as matrizes de covariância do erro de estado e de covariância do erro de observação são usadas para calcular o peso atribuído à inovação (Ruzza, 2017).

Assim, o filtro de Kalman pode ser expresso através das seguintes equações (Ruzza, 2017):

$$X_{t_i}^f = AX_{t_{i-1}}^u + e_{1t_i} \quad (1)$$

$$P_{t_i}^f = AP_{t_{i-1}}^u A^T + W_{t_i} \quad (2)$$

$$Z_{t_i}^m = MX_{t_i}^f + e_{2t_i} \quad (3)$$

$$K_{t_i} = PF_{t_i} M^T (MPF_{t_i} M^T + R_{t_i})^{-1} \quad (4)$$

$$X_{t_i}^u = X_{t_i}^f + K_{t_i} (z_{t_i}^m - MX_{t_i}^f) \quad (5)$$

$$P_{t_i}^u = (I - K_{t_i} M) P_{t_i}^f \quad (6)$$

Em que:

X é o vetor de estados, que representa o estado do sistema, incluindo os parâmetros de modelo, variáveis dependentes e outras observações;

Z^m é o vetor de medições (ou observação);

M é o operador de medição que representa a relação entre o vetor de estados e o vetor de medições;

P é a matriz covariância de erro de estado;

R é a matriz de covariância de erro de medições (observações);

K é o ganho de Kalman;

A é a matriz de transição linear ou matriz de sensibilidade, que é um operador linear para extrapolar o estado de um passo de tempo para o próximo;

e₁ e **e₂** são ruídos brancos independentes para o modelo de predição e medição (observação), extraídos a partir de distribuições multinormais (gaussianas) com média zero e covariância **W** e **R**, respectivamente;

t_i é o passo de tempo;

T (sobrescrito) significa operação de transposição; e

f e **u** (sobrescritos) indicam os procedimentos de predição e atualização, respectivamente.

Desse modo, é possível definir que a equação (1) consiste na etapa de predição no tempo t_i , o modelo de predição de ser executado até a realização de uma nova medição e, então, o vetor de medições Z^m é transformado a partir do operador de medições, incorporando os erros de medição (observação) e_2 na equação (3). Já na equação (4) é realizado o cálculo do ganho de Kalman, que define o peso das componentes estimadas e medidas, ou seja, quanto do dado obtido pela medição será utilizado no cálculo da nova estimativa.

Por fim, pela equação (5), o vetor de estados é atualizado com a soma ponderada da estimativa e da inovação, sendo também atualizada a covariância erro de estado pela equação (6), que deverá ser inferior à covariância estimada anteriormente pela equação (2).

A metodologia deste estudo foi dividida em duas partes para verificar a eficácia do filtro de Kalman na detecção e localização de vazamentos. A primeira etapa envolveu a seleção de um sistema de distribuição real em São José do Rio Preto (SP) para testes, além do levantamento de dados cadastrais e operacionais, bem como a simulação hidráulica do sistema escolhido. A segunda fase focou na criação de um algoritmo para aplicar a metodologia aos casos simulados; na coleta de dados de pressão com *dataloggers*; e na realização de simulações de vazamentos em pontos específicos da rede de abastecimento. Os

dados coletados foram utilizados no modelo para verificar o desempenho da metodologia nesse cenário de abastecimento.

3.1 Criação do modelo no EPANET

Tendo em vista que o objeto de análise primordial desta pesquisa é a aplicação do conceito do filtro de Kalman em um sistema de abastecimento de água real, as simulações para a prototipagem do software foram baseadas em informações de um sistema de abastecimento em São José do Rio Preto gerenciado pelo Serviço Municipal Autônomo de Água e Esgoto (SeMAE).

A seleção do sistema levou em consideração critérios como o comprimento da rede, ausência de interligações entre sistemas, facilidade de acesso ao hidrômetro e a fidelidade do cadastro. O objetivo foi minimizar a influência de variáveis desconhecidas e maximizar a representatividade dos dados coletados. Entre os sistemas avaliados, Harmonia e Village Flamboyant se destacaram. O estudo focou no sistema Village Flamboyant (Figura 1) devido à sua topografia com maior declividade, permitindo maior variação de elevação e zonas de pressão mais bem definidas, conforme também se verifica na figura.

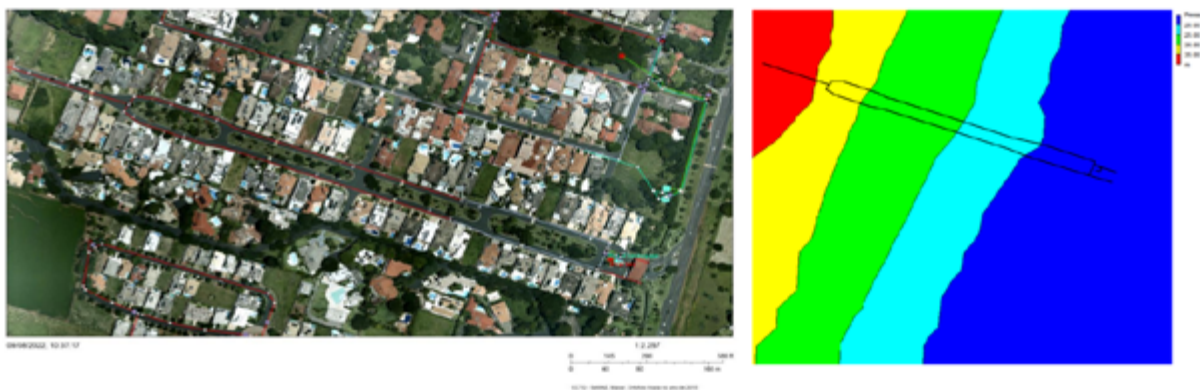


Figura 1 – Ortofoto do sistema Flamboyant (à esquerda) e zonas de pressão (à direita).

Fonte: SeMAE, 2015; elaboração própria, 2023.

Para simular o sistema Village Flamboyant no EPANET, foi identificado que ele tem 68 ligações, 1518 m de rede, um poço “PTB-341” com bomba Leão R20A-12 (instalada a cerca de 85 m) e vazão de 22,8 m³/h, um reservatório elevado de 16 m de altura máxima e 10 m de altura mínima, com 4 m de diâmetro, demanda média de 7,2 m³/h e perfil de demanda residencial padrão. Depois de inserir os dados no EPANET, um modelo foi gerado e exportado para um arquivo “.INP” como demonstrado na Figura 2. As demandas foram então distribuídas em cada nó, através

da divisão do valor médio micromedido total de forma ponderada em relação ao comprimento da rede conectada a cada nó, como se verifica na Figura 3.

O arquivo, já com as demandas distribuídas, foi copiado para um segundo arquivo no qual seriam simuladas medições dos *dataloggers*, criando-se, posteriormente, uma variação gaussiana aleatória em torno de um erro de 0,01 no código em *Python*, representando as perturbações de sinal/ruídos do transdutor de pressão utilizado.

Para retratar o perfil de consumo da população do bairro, foram utilizados os dados horários de vazão da distribuição de agosto de 2020 a julho de

2021 do reservatório e, através da média, traçado o seguinte padrão de demanda (*pattern*) para o EPANET (Figura 4).

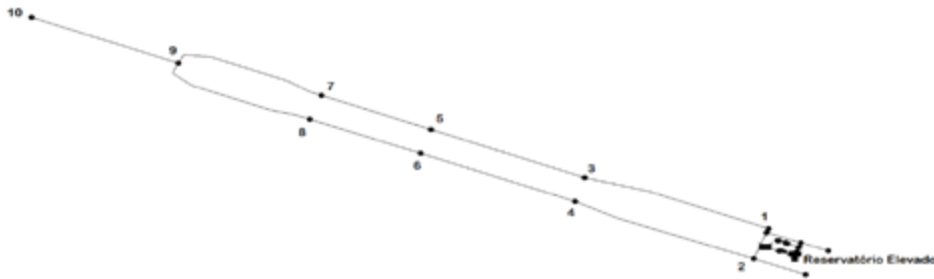


Figura 2 – Modelo EPANET do sistema Flamboyant.

										Micromedição média de 12 meses (m ³ /mês)	5185.65	
										Micromedição média de 12 meses (m ³ /h)	7.20	
										Demanda por metro de rede (m ³ /h)	0.0047603	
[PIPES]										Nós	Comprimento Atribuído(m)	Demanda Atribuída (m ³ /h)
ID	Node1	Node2	Length	Diameter	Roughness	MinorLoss	Status					
3	13	12	3.07	100	150	0	Open			1	96.56	0.459651873
4	12	11	18.92	100	150	0	Open			2	132.355	0.630045812
5	12	17	33.19	50	150	0	Open			3	170.455	0.811412178
6	11	1	8.95	75	150	0	Open			4	169.375	0.806271085
7	11	2	28.18	75	150	0	Open			5	133.885	0.637329028
8	2	18	54.8	50	150	0	Open			6	134.615	0.640804027
9	1	3	186.17	75	150	0	Open			7	130.82	0.622738794
10	2	4	181.73	75	150	0	Open			8	133.83	0.637067213
11	7	9	150.61	50	150	0	Open			9	227.935	1.085032618
12	8	9	155.45	50	150	0	Open			10	74.905	0.356568181
13	9	10	149.81	50	150	0	Open			11	28.025	0.133406625
14	3	5	156.74	50	150	0	Open			12	27.59	0.131335907
15	5	7	111.03	50	150	0	Open			13	1.535	0.007307018
16	4	6	157.02	50	150	0	Open			14	0	0
17	6	8	112.21	50	150	0	Open			15	0	0
19	14	13	0	100	150	0	Open			16	3.56	0.016946569
20	16	19	7.12	100	150	0	Open			17	16.595	0.078996715
Comprimento Total (m)			1513							18	27.4	0.130431455
										19	3.56	0.016946569

Nós relacionados ao trecho de rede do terminal de limpeza

Figura 3 – Memória de cálculo das demandas por metro de rede atribuído aos nós.



Figura 4 – Ortofoto do sistema Village Flamboyant.

Com o objetivo de simular um vazamento em um dos nós do bairro, foi criado um nó adicional (nó 21) após o nó 10, e nele foi configurado um emissor (*emitter*) apenas no arquivo contendo as medições simuladas, com um coeficiente de valor 0.5.

Um *emitter* no EPANET permite a simulação, entre outros cenários, de uma perda real em um nó da simulação. Segundo o EPANET 2.0 – Manual do Usuário (Rossman, 2000), “a vazão que sai do dispositivo emissor varia como uma função da pressão disponível no nó”, e tal fenômeno se expressa pelo produto do coeficiente de vazão pela pressão no nó, elevada a um expoente. É justamente esse expoente que será inserido no nó 21 para representar a intensidade desse vazamento e, apesar de o valor ter uma variação desconhecida, o coeficiente de um vazamento comumente varia entre 0,5 (pequeno vazamento) e 2 (rompimento de rede).

3.2 Desenvolvimento do algoritmo e do código em Python

Para aplicar o filtro de Kalman à questão das perdas reais em redes de abastecimento de água, foi necessário converter os conceitos matemáticos para uma linguagem de programação. A linguagem Python foi escolhida devido à sua comunidade ativa, ampla biblioteca para operações matemáticas, curva de aprendizado rápida e uso frequente em programas de geoprocessamento, como Qgis e ArcGis, que têm módulos para modelagem hidráulica com o motor do EPANET.

3.2.1 Compatibilizando dados EPANET e Python

Após extensa pesquisa, foi possível encontrar um trabalho bastante detalhado que, através da interface de programação de aplicações (API) *EpanetTools* (Pathirana, 2015), possibilita a realização da tarefa de portar os dados entre as duas plataformas. Apesar de essa etapa não possuir ligação direta com o objeto deste trabalho, a inexistência de tal ferramenta poderia desenco-

rajar quem desejasse criar soluções baseadas em *Python*. A API citada tira proveito do módulo *Epanet Programmers Toolkit* (USEPA), que expõe funções do *CORE* do programa para serem utilizadas externamente. A API, então, acessa essas funções e importa os dados para o *Python*. Por conta da sua facilidade de utilização, para essa etapa foi utilizada a API *EpanetTools* com o seguinte código, que permite a importação dos arquivos “.INP” gerados pelo EPANET:

```
from epanettools.epanettools import
EPANetSimulation, Node
es=EPANetSimulation(Caminho_do_arquivo)
es.run()
```

Durante a etapa de prototipagem, o modelo do EPANET gerado para o sistema de abastecimento foi utilizado como Modelo do Processo. Além disso, o mesmo modelo teve seus valores modificados por um erro teórico aleatório com distribuição normal sobre a acurácia de 0,1, permitindo a verificação do desempenho dos valores estimados pelo filtro em relação aos valores simulados pelo modelo do EPANET.

3.2.2 Estrutura do algoritmo para prototipagem

(1) Carregue os dados da simulação do EPANET referente aos 24 valores de pressão de 10 nós do sistema de abastecimento de água (Modelo do Processo).

(2) Reutilize os dados carregados aplicando uma distribuição normal do erro do modelo para representação dos valores medidos (Z^m).

(3) Inicialização:

(3.1) Defina o Estado Inicial baseado nos dados iniciais do EPANET ($X_{t_i}^u$)

(3.2) Defina a Covariância do Erro Inicial ($P_{t_i}^u$)

(3.3) Defina a Matriz de Transição de Estados (A), que será uma matriz identidade (A_g), uma vez que

a simulação do EPANET já define a dinâmica de transição em cada passo de tempo diretamente pelo resultado da própria simulação hidráulica.

(3.4) Defina a Matriz de Medição (M), que será uma matriz identidade (M_b), uma vez que o parâmetro estimado é o mesmo parâmetro medido, com relação, portanto, de 1:1. Tecnicamente, poderia ser ignorada, mas sua inclusão facilita a legibilidade do processo. A Matriz teria relação diferente em caso de medições indiretas, como a medição de pressão para verificação do nível de um reservatório cilíndrico, por exemplo.

(3.5) Defina a Matriz de Covariância do Erro da Estimativa (P), inicializada com um valor (P8) e atualizada em cada etapa.

(3.6) Defina a Matriz de Covariância do Erro do Modelo (W), que será uma matriz identidade multiplicada pelo Erro.

(3.7) Defina a Matriz de Covariância do Erro da Medição (R), que será uma matriz identidade multiplicada pelo Erro.

(4) Predição:

(4.1) Estado a priori: $X_{t_i}^f = AX_{t_{i-1}}^u + e_{1t_i}$

(4.2) Covariância do erro a priori: $P_{t_i}^f = AP_{t_{i-1}}^u A^T + W_{t_i}$

(5) Atualização:

(5.1) Calcule o Residual: $Z_{t_i}^m = MX_{t_i}^f + e_{2t_i}$

(5.2) Calcule o Ganho de Kalman:

$$K_{t_i} = PF_{t_i} M^T (MPF_{t_i} M^T + R_{t_i})^{-1}$$

(5.3) Atualize a estimativa do estado a posteriori:

$$X_{t_i}^u = X_{t_i}^f + K_{t_i} (z_{t_i}^m - MX_{t_i}^f)$$

(5.4) Atualize a covariância do erro do estado a posteriori: $P_{t_i}^u = (I - K_{t_i} M) P_{t_i}^f$

(6) Residual Normalizado:

(6.1) Normalize os residuais usando os residuais brutos de cada etapa: $Y^n = Y^b / Z$

3.2.3 Tratamento dos dados em Python

Para que os valores obtidos pudessem ser utilizados de forma inteligível durante as etapas do loop do filtro, os dados foram inseridos em variáveis adequadas.

```
import numpy as np
import matplotlib.pyplot

from epanettools.epanettools import
EPANetSimulation, Node

h = 24 # Número de horas
n = 10 # Número de nós de monitoramento
#Valores de pressão na Simulação do EPANET de 8
nós em 24 horas
S = [[] for _ in range(n)]
M = [[] for _ in range(n)]
#Carregando Simulação
es=EPANetSimulation('Caminho_do_arquivo.inp')
es.run()
# Passo de tempo do modelo
tstep = list(es.network.time)
# Parâmetro utilizado do modelo do EPANET
p = Node.value_type['EN_PRESSURE']
for node in range(n):
    nid = node + 1
    results = es.network.nodes[nid].results[p]
    hour = 0
    for simHour in range(len(tstep)):
        t = (tstep[simHour]) / 3600
        if t.is_integer() and hour < 24:
            S[node].append(round(results[int(t)], 2))
            M[node].append(round(np.random.
            normal(results[int(t)], 0.1), 2))
        hour += 1
    S = np.array(S)
    M = np.array(M)
    A = np.eye(n) # Matriz de Transição de Estados
    Z = np.eye(n) # Matriz de Observação
```

```

W = np.eye(n) * 0.001 # Matriz de covariância do
ruído de processo
R = np.eye(n) * 0.01 # Matriz de covariância do ruído
de Medição
B = np.eye(n) #Matriz de controle
X = S[:, 0] # Estado inicial
P = np.eye(n) * 1.0 # Covariância inicial
estimates = np.zeros((n, h))
residuals = np.zeros((n, h))

```

3.2.4 Filtro de Kalman (loop predict/update)

Neste bloco foi criado o laço de repetição para a realização dos cálculos iterativos do filtro de Kalman explicados anteriormente, de forma que, a cada passo de tempo, os valores do ganho de Kalman (k) sejam atualizados e aplicados para a geração da previsão seguinte, além do cálculo do valor residual resultante.

```

for t in range(h):
#ENTRADA DE CONTROLE.
u = S[:, t] - S[:, t - 1] if t > 0 else np.zeros(n)
#PREDIÇÃO.
x_pred = A @ X + B @ u
p_pred = A @ P @ A.T + W
#ATUALIZAÇÃO:
residual = M[:, t] - Z @ x_pred
residual_normalized = np.round(np.abs(residual) /
M[:, t], 4)
residual_covariance = Z @ p_pred @ Z.T + R
K = p_pred @ Z.T @ np.linalg.
inv(residual_covariance)
# Atualizando o estado (X) e a matriz de covariância
(P) do sistema
X = x_pred + K @ residual
P = (np.eye(n) - K @ Z) @ p_pred
# Armazenando as estimativas do estado para cada
instante de tempo
estimates[:, t] = X

```

```

# Armazenando os resíduos normalizados para cada
instante de tempo
residuals[:, t] = residual_normalized
# Transformando os resíduos em uma matriz
residuals_matrix = np.array(residuals)

```

3.2.5 Plotagem dos dados

O próximo bloco de código tem como função apenas “plotar” os dados de forma gráfica, permitindo uma melhor visualização do efeito produzido pelo filtro. Nesta etapa do algoritmo, os dados ainda estão sendo demonstrados através de uma consulta em um nó específico (nó 10).

```

fig, chart = matplotlib.pyplot.subplots()
fig, chart = matplotlib.pyplot.subplots()
chart2 = chart.twinx()
med = chart.plot(M[9], color='black',
label='medição')
est = chart.plot(estimates[9],
color='blue',label='estimativas')
res = chart2.plot(residuals[9], color='red',
label='residual')
leg = sim+est+res
labs = [l.get_label() for l in leg]
chart.legend(leg, labs, bbox_to_anchor=(0.5, 1),
loc='upper center')
chart.set_xlabel('Horas')
chart.set_ylabel('Pressão(mca)')
chart2.set_ylabel('Residual')
matplotlib.pyplot.show()

```

3.3 Análise dos dados

Para verificação da capacidade de ajuste do filtro, foi gerado um gráfico onde é possível verificar a relação entre o filtro e os valores simulados e os valores da simulação com o ruído correspondente à medição de sensores de pressão. Contudo, para que seja possível comparar a dimensão da variação entre o previsto e o medido neste e nos demais nós, é preciso normalizar este valor, operação que

é realizada através da divisão da diferença do estimado menos o medido pelo estimado. Este dado é chamado de residual e o monitoramento desta variável poderá indicar uma aproximação do local com maior probabilidade de vazamentos.

Conforme fica claro na Figura 5, o filtro tem uma boa capacidade de ajuste, fornecendo bons resul-

tados mesmo com a adição do ruído gaussiano nas medições, possuindo valores residuais próximos de 0,16 no máximo. Na sequência, o programa foi executado novamente, porém agora com o *emitter* ativado entre 14 e 15 horas no arquivo que simula as medições em campo. A Figura 6 demonstra o efeito deste vazamento na execução do filtro de Kalman.

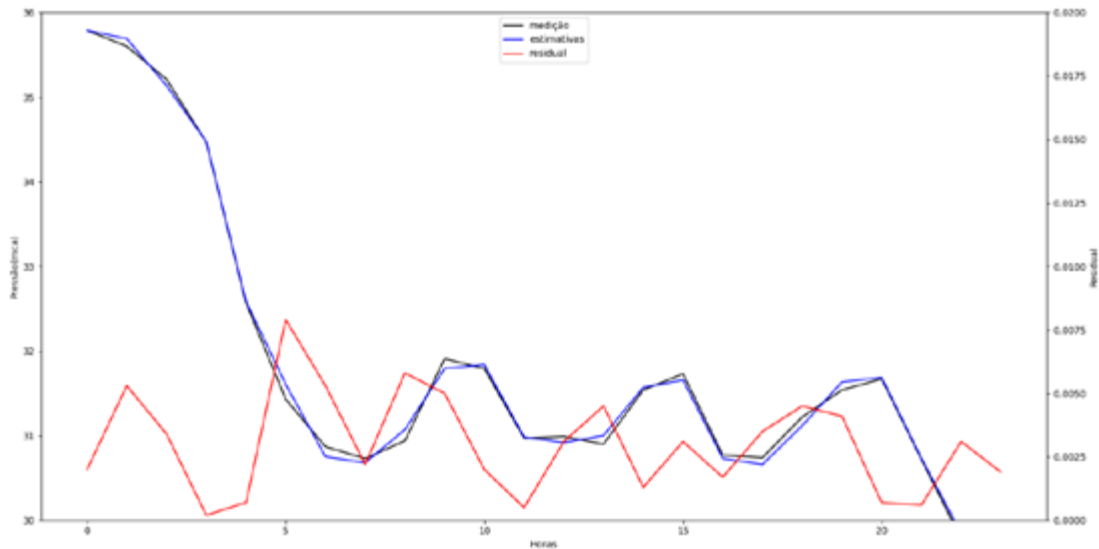


Figura 5 – Filtro de Kalman sem vazamentos.

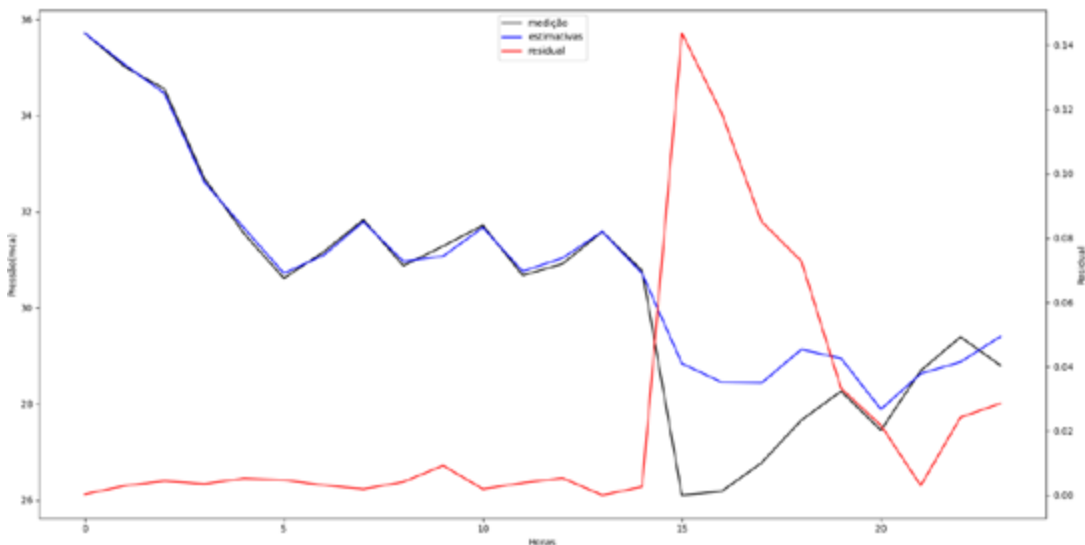


Figura 6 – Filtro de Kalman com vazamento.

Como se verifica, a queda de pressão causada pelo vazamento impacta de forma inversa no residual, que ultrapassa o valor de 0,14, exigindo uma correção mais agressiva do filtro de Kalman, o qual tende a se aproximar mais do modelo cujo erro é mais baixo (0,001) do que da medição

(0,01). Portanto, a partir da aplicação teórica do algoritmo é que se torna verossímil a hipótese de aplicação simultânea em todos os nós, que deverão apresentar maiores distanciamentos entre a simulação e a medição quanto mais próximos do evento causador do distúrbio.

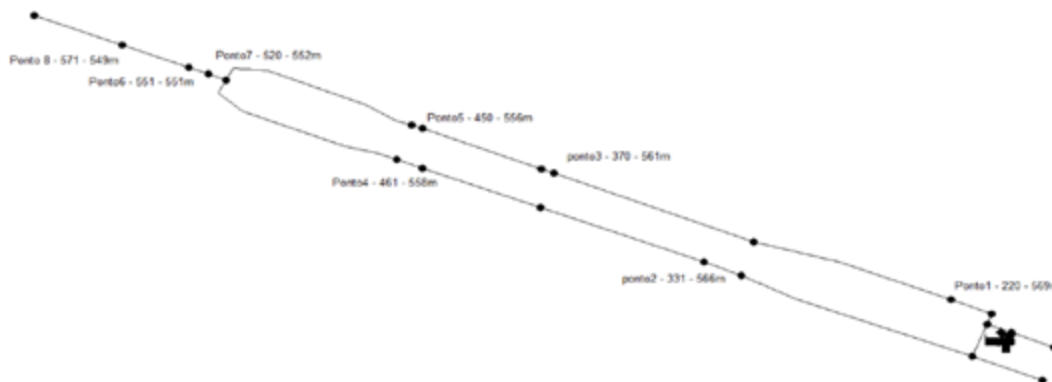


Figura 7 – Novo cenário EPANET.

3.4 Aplicação do método em dados reais

Utilizando o produto final da etapa de desenvolvimento e testagem do software, foi planejada e realizada a coleta de dados no sistema Village Flamboyant. Para isso, foram definidos os pontos de medição exatos, e o modelo do EPANET foi ajustado para expressar corretamente a exata posição dos nós, repetindo-se o processo de alocação de

demandas nesse cenário, como demonstrado na Figura 7.

3.4.1 Montagem e programação dos dataloggers

Para a realização da tarefa de coleta e armazenamento dos dados em campo, foram escolhidos os componentes demonstrados na Figura 8, utilizados em cada um dos oito equipamentos montados:



Figura 8 – ESP32 (TTGO Lilygo T3 - v1.6.6, com leitor de cartão microSD) (à esquerda); invólucro IP68 (no meio); e transdutor de pressão 0,5 a 4,5 v com range de 0 a 1,2 Mpa (à direita).

Além dos componentes acima, foram utilizados cabos para conexão dos pinos, cartões de memória (microSD) de 2 Gb de capacidade e baterias de íons de lítio modelo 18650 3,7 v 2600 mAh.

Cada unidade dos oito equipamentos teve seus terminais e cabos soldados e revestidos com tubo isolante termorretrátil, a fim de garantir a segurança do equipamento contra curtos e interferências nas leituras. Os sensores de pressão tiveram seus cabos soldados nos pinos 3.3 v, GND e GPIO34 para a leitura de sinal, as baterias foram conectadas através da porta de alimentação JST nativa desse modelo do ESP32, e foi instalado um botão na GPIO23 com a finalidade de ligar e desligar o sistema WiFi nativo da placa, a fim de preservar a capacidade da bateria.

Cada *datalogger* recebeu um pequeno arquivo HTML (*index.html*), que serviu como interface para iniciar/parar a coleta, apagar dados existentes no cartão de memória e verificar *in loco* uma tabela com as leituras já realizadas. Esta página foi servida por meio de um *webserver* simples na programação do ESP32, que foram programadas com a utilização da plataforma ARDUINO-IDE. Concluída a montagem dos *dataloggers*, os equipamentos foram instalados em oito pontos da rede em cavaletes e caixas padrão que permitiam a instalação com maior facilidade de acesso. Para isso, foi realizada a substituição do cotovelo antes do hidrômetro por um “tê” onde foi instalado o transdutor de pressão. Após a fixação de cada equipamento, este era acessado pela rede WiFi e era iniciado o processo de coleta de dados a cada 1 minuto.

3.4.2 Coleta de dados e aplicação no algoritmo Python

Os equipamentos foram instalados entre 15 e 16 horas do dia 13 de março de 2023 e foram removidos no mesmo horário no dia 15 de março de 2023. As leituras consideradas para o estudo foram as compreendidas entre 00 e 23:59 horas do dia 14 de março de 2023, ou seja, um ciclo de 24 horas. No dia 14 de março de 2023, entre 15 e

16 horas foi realizada a abertura do terminal de limpeza da rede, localizado na cota mais baixa do bairro, a fim de simular um vazamento e gerar uma perturbação correspondente nas leituras dos dispositivos instalados.

Posteriormente, após a remoção dos equipamentos, os cartões de memória foram descarregados; e os arquivos com as leituras foram utilizados para a consolidação da pressão média em cada ponto, em cada horário, tendo sido tais dados inseridos no algoritmo no lugar dos valores de medição simulados.

No código, é possível verificar as listas com os valores de pressão média horária para cada ponto obtidos pelos *dataloggers*. Além disso, foi utilizada a biblioteca “Panda” para a criação de uma tabela “.xlsx” com os valores residuais de cada ponto em cada horário, a qual depois foi utilizada como fonte de dados para a criação do mapa temático. Subsequentemente, os dados coletados em campo foram alocados na lista definida anteriormente como “M”. Os dados foram inseridos no loop iterativo do filtro de Kalman, que retornou os valores residuais inseridos no arquivo “residual.xlsx” de forma tabelada.

```
import numpy as np
from epanettools.epanettools import
EPANetSimulation, Node
h = 24 # Número de horas
n = 8 # Número de nós de monitoramento
S = [[] for _ in range(n)]
es=EPANetSimulation('caminho_do_arquivo.inp')
es.run()
tstep = list(es.network.time)
p = Node.value_type['EN_PRESSURE']
for node in range(n):
    nid = node + 1
    results = es.network.nodes[nid].results[p]
    hour = 0
    for simHour in range(len(tstep)):
```

```

t = (tstep[simHour]) / 3600
if t.is_integer() and hour < 24:
S[node].append(round(results[int(t)], 2))
hour += 1
S = np.array(S)
M = np.array([[18.44, 18.17, 18.07, 17.92, 17.79,
17.4, 16.92, 15.91, 15.4, 15.61, 15.49, 15.09,
16.2, 14.79, 15.71, 15.2, 15.8, 17.95, 17.34,
18.44, 18.29, 17.89, 16.65, 17.82], [21.92, 21.76,
21.57, 21.43, 21.26, 20.88, 19.63, 17.95, 18.22,
19.75, 17.62, 18.42, 18.24, 20.51, 16.26, 17.2,
17.41, 21.37, 19.07, 21.78, 21.55, 21.28, 20.98,
21.65], [26.48, 26.29, 26.18, 26.02, 25.44, 22.03,
21.76, 25.43, 21.74, 23.49, 21.86, 22.1, 21.55,
24.39, 22.91, 20.05, 21.09, 25.77, 25.3, 26.46,
26.22, 25.84, 25.56, 26.28], [29.28, 29.2, 29.12,
28.99, 28.76, 28.24, 28.71, 27, 24.75, 26.55,
27.16, 26.21, 28, 28.39, 26.69, 23.41, 24.34,
28.63, 26.66, 29.22, 29.08, 28.51, 28.41, 29.27],
[30.9, 30.69, 30.52, 30.44, 30.35, 30.01, 29.66,
28.96, 30.27, 27.55, 29.63, 29.65, 27.7, 31.69,
31.01, 25.09, 26.84, 30.18, 29.58, 30.4, 30.65,
30.3, 30.01, 30.23], [38.13, 38.03, 37.89, 37.78,
37.62, 37.03, 37.05, 36.05, 34.33, 35.9, 32.48,
30.93, 32.98, 37.94, 32.37, 28.27, 35.33, 37.47,
36.79, 37.59, 37.56, 37.44, 37.18, 36.66], [39.32,
39.44, 39.29, 39.06, 38.9, 38.32, 38.3, 33.85,
32.42, 33.75, 32.17, 31.31, 32.77, 31.81, 31.34,
27.52, 34.34, 39.06, 38.38, 39.36, 38.85, 39.23,
38.52, 39.15], [39.54, 39.41, 39.32, 39.16, 39.06,
38.48, 38.56, 34.21, 34.58, 37.01, 34.86, 39.56,
38.7, 36.82, 35.35, 29.29, 33.06, 38.81, 38.32,
39.06, 39.29, 38.88, 38.72, 39.14]])
F = np.eye(n) # Matriz de Transição de Estados
H = np.eye(n) # Matriz de Observação
Q = np.eye(n) * 0.0001 # Matriz de covariância do
ruído de processo
R = np.eye(n) * 0.01 # Matriz de covariância do ruído
de Medição
B = np.eye(n) # Matriz de controle
X = S[:, 0] # Estado inicial
P = np.eye(n) * 1.0 # Covariância inicial

```

```

estimates = np.zeros((n, h))
residuals = np.zeros((n, h))
for t in range(h):
    "ENTRADA DE CONTROLE"
    u = S[:, t] - S[:, t - 1] if t > 0 else np.zeros(n)
    "Predição"
    x_pred = F @ X + B @ u
    p_pred = F @ P @ F.T + Q
    "Atualização"
    residual = M[:, t] - H @ x_pred
    residual_normalized = np.abs(residual) / M[:, t]
    residual_covariance = H @ p_pred @ H.T + R
    K = p_pred @ H.T @ np.linalg.
    inv(residual_covariance)
    # Atualizando o estado (X) e a matriz de covariância
    (P) do sistema
    X = x_pred + K @ residual
    P = (np.eye(n) - K @ H) @ p_pred
    estimates[:, t] = X
    residuals[:, t] = residual_normalized
    residuals_matrix = np.array(residuals)
    # Criando um DataFrame com os resíduos
    data = {f'Hora {i}': residuals[:, i] for i in range(24)}
    df = pd.DataFrame(data)
    df.index = [f'r{i + 1}' for i in range(8)]
    # Salvando o DataFrame em um arquivo Excel
    df.to_excel('residual.xlsx', index=True,
    engine='openpyxl')

```

4 RESULTADOS

Para permitir uma análise geoespacializada, foi selecionado o software livre de código aberto QGIS que possui uma boa quantidade de *plugins*, além de permitir uma integração fluida com *Python*. Assim, a tabela "residual.xlsx" e as coordenadas dos pontos foram importadas, e foi utilizada a ferramenta de geoprocessamento "Polígonos de Voronoi" para determinar a área de influência de cada ponto, conforme se verifica na Figura 9.



Figura 9 – Mapa temático “Polígonos de Voronoi”.

Os valores residuais obtidos pela execução do algoritmo do filtro de Kalman foram atribuídos para cada um dos polígonos por meio de correlações entre a tabela importada e a camada do nó correspondente.

4.1 Segmentação de dados e definição de limiares para análise

Para possibilitar a detecção de anomalias através do QGis, é essencial segmentar os dados residuais resultantes em categorias que facilitem a interpretação e identificação visual de possíveis vazamentos. Nesse sentido, os dados foram segmentados em cinco categorias distintas, cada uma representando um intervalo de valores definido com base em desvios-padrão a partir da média dos resíduos:

- Valores normais: abrange os dados até $\mu+1\sigma$. Engloba os valores mais comuns e serve como referência para a identificação de variações.
- Variações comuns: compreende o intervalo de $\mu+1\sigma$ até $\mu+1.5\sigma$, indicando variações que não possuem impacto importante na análise.
- Valores incomuns: estende-se de $\mu+1.5\sigma$ até $\mu+2\sigma$ e refere-se à incidência de valores indicativos de variações perceptíveis na dinâmica do sistema, mas sujeitos a uma baixa distinção com eventos não-anômalos, tais como uma demanda pontual para enchimento de uma piscina, abastecimento de um carro-pipa, entre outros.

- Possivelmente anômalos: é a zona de alerta intermediária que vai de $\mu+2\sigma$ até $\mu+2.8\sigma$, que indica a necessidade de atenção sobre a condição do sistema.
- Anômalos confirmados: representa os dados acima de $\mu+2.8\sigma$, sendo os valores que indicam com maior assertividade a incidência de um vazamento no sistema.

A segmentação foi definida com base em propriedades estatísticas de uma distribuição gaussiana e ajustada para refletir as características específicas dos dados em análise. A escolha desses limiares busca permitir uma distinção clara entre variações normais e potenciais anomalias, facilitando a tomada de decisões e intervenções no sistema de distribuição de água. De modo geral, as categorias construídas possibilitaram perceber a variação, demonstrando que os valores residuais para o cenário estabelecido neste trabalho não ultrapassam 0,18 com o sistema em operação sem perturbações, como no exemplo do cenário às 9 horas (Figura 10), que se manteve em todos os cenários restantes. Houve apenas um aparente *outlier* no cenário das 14 horas, momento no qual foi registrado um valor de 0,20 no nó 2 (Figura 10), fato isolado e sem nenhuma correlação direta com algum evento controlado por este experimento, sendo provável que tenha existido algum ruído no sinal do sensor desse nó.

O resultado da análise da simulação do cenário com vazamento se deu às 15 horas (Figura 11), com a abertura do terminal de limpeza, que demonstrou o impacto dessa perturbação em relação à condição normal simulada pelo EPANET. Além disso, foi possível perceber a atuação do filtro de Kalman no horário subsequente à simulação do vazamento (Figura 11), realizando as correções do ganho de Kalman (k) e reduzindo os residuais a patamares menores de 0,10 mesmo após a perturbação.



Figura 10 – Cenário às 9 horas (à esquerda); cenário às 14 horas e outlier no nó 2 (à direita).

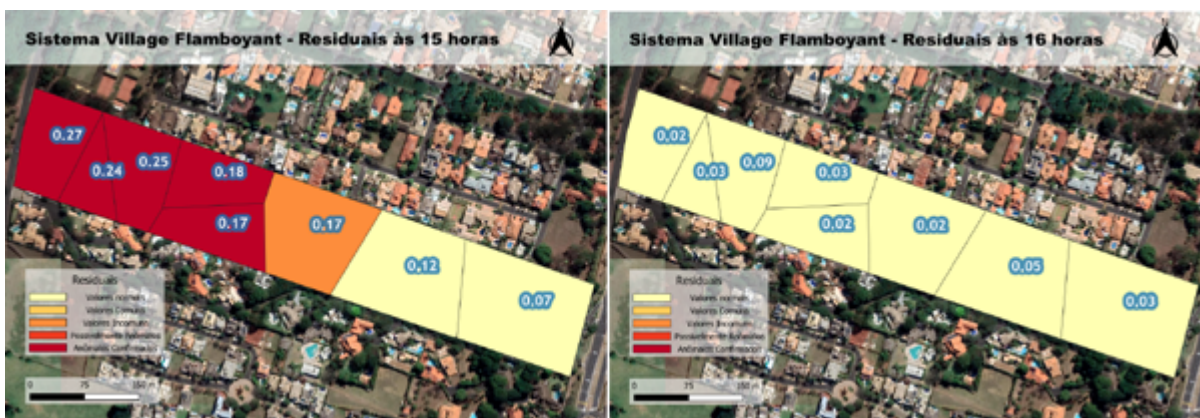


Figura 11 – Cenários às 15 horas, com vazamento simulado (à esquerda); cenário às 16 horas (à direita).

Outro ponto importante a se destacar é a delimitação correta da área com maior probabilidade de conter o vazamento. Tal condição pode permitir uma atuação rápida na intervenção dos setores operacionais e de manutenção, reduzindo tanto os valores gastos por vazamento localizado quanto o volume de água perdido até que seja corrigido.

5 DISCUSSÃO

A perspectiva deste trabalho pode reduzir os custos do programa de combate a perdas, virtualizando o conceito de Distrito de Medição e Controle (DMC)

e criando menores áreas de varredura. No entanto, há desafios técnicos a serem resolvidos, como a necessidade de energia local para os *dataloggers* e de infraestrutura de comunicação para transmitir dados para uma central de controle. Outros obstáculos incluem a necessidade de um cadastro confiável, bem como de sistemas setorizados, sem interligações não medidas e sem altos índices de perdas aparentes (fraudes e ligações clandestinas), eis que estes poderiam resultar em atribuição incorreta de demandas e, por conseguinte, em valores residuais inconstantes e sobrepostos aos valores de um possível vazamento.

6 CONCLUSÃO

Este estudo teve como objetivo desenvolver um modelo computacional aplicando o filtro de Kalman para detectar vazamentos em redes de distribuição de água. A partir dos resultados apresentados, verificou-se que a hipótese de utilização dos valores residuais como forma de controle ativo de anomalias nas redes de distribuição se confirmou de forma eficaz, demonstrando que a técnica é capaz de identificar perturbações de maneira verificável. A metodologia adotada se mostrou adequada ao problema apresentado pela pesquisa e permitiu a delimitação de potencialidades, tais como a virtualização do conceito de Distrito de Medição e Controle (DMC) e a criação de menores áreas de varredura. Entretanto, cabe ressaltar que desafios técnicos citados anteriormente, relacionados à infraestrutura necessária para a aplicação do método, ainda precisam ser superados em estudos futuros.

Os resultados obtidos são relevantes não apenas do ponto de vista acadêmico, mas também para gestores de recursos hídricos urbanos, uma vez que a abordagem pode contribuir para a redução de perdas e melhor gerenciamento de recursos. Por fim, é preciso salientar que o filtro de Kalman se mostrou uma ferramenta confiável para detectar perturbações em um sistema com operação normal. Contudo, sua característica principal é criar estimativas ponderadas entre os valores medidos e simulados; portanto, vazamentos inerentes, que não geram uma perturbação perceptível, ou vazamentos pré-existentes à aplicação do método podem ser incorporados pelo modelo sem gerar uma percepção clara do problema, sendo aconselhável que o sistema em que se dará a aplicação do método passe por um trabalho de redução de perdas prévio, com a utilização de métodos mais tradicionais, como o balanço hídrico e as vazões mínimas noturnas; posteriormente, o método descrito neste trabalho poderá ser utili-

zado como forma de monitoramento da condição das perdas reais do sistema.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Zerunian RHM, Kellner E; **Metodologia:** Zerunian RHM, Kellner E; **Investigação:** Zerunian RHM, Kellner E; **Redação – Primeira versão:** Zerunian RHM, Kellner E; **Redação – Revisão & Edição:** Zerunian RHM, Kellner E; **Supervisão:** Zerunian RHM, Kellner E.

8 REFERÊNCIAS

- AL-WASHALI, T.; SHARMA, S.; KENNEDY, M. Methods of assessment of water losses in water supply systems: a review. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 30, p. 4985-5001, 2016.
- DELGADO-AGUIÑAGA, J.; BESANÇON, G.; BEGOVICH, O. Leak isolation based on Extended Kalman Filter in a plastic pipeline under temperature variations with real-data validation. *In: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CONTROL AND AUTOMATION (MED'15)*, 23., 2015, Torremolinos. **Proceedings** [...]. Torremolinos: Mediterranean Control Association, 2015.
- KIM, Y.; BANG, H. Introduction to Kalman Filter and its applications. *In: GOVAERS, F. (Ed.). Introduction and implementations of the Kalman Filter*. Londres: IntechOpen, 2019.
- KINGDOM, B.; LIEMBERGER, R.; MARIN, P. **The challenge of reducing non-revenue water (NWR) in developing countries** – how the private sector can help: a look at performance-based service contracting. Washington: The World Bank, 2006. (Water Supply and Sanitation Board Discussion, paper n. 8).
- PATHIRANA, A. **EpanetTools**: EPANET calling API for python. GitHub, 2015. Disponível em: <https://github.com/asselapathirana/epanettools>. Acesso em: 14 set. 2022.
- ROSSMAN, L. A. **EPANET 2: user's manual**. Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory, 2000. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1007WWU.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2024.
- RUZZA, V. **Data assimilation techniques for leakage detection in water distribution systems**. 2017. Tese (Doutorado em Ingegneria Civile ed Ambientale) – Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale, Università Degli Studi di Padova, 2017.
- UNESCO; UN-WATER. **The United Nations world water development report 2020: water and climate change**. Paris: Unesco, 2020.

Tratamento de água no ponto de uso por meio da associação de filtro biosand e adsorção com carvão de osso e alumina ativada visando a remoção de microrganismos, turbidez e fluoreto



Drinking water treatment at point of use through the association of biosand filter and adsorption with bone carbon and activated alumina for removal of microorganisms, turbidity and fluoride

- **Data de entrada:** 08/12/2022
- **Data de aprovação:** 21/02/2024

Viviana Parada Reina^{1*} | Maria Cristina de Almeida Silva¹ | Antônio Domingues Benetti¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.048>

ORCID ID

Reina VP  <https://orcid.org/0000-0003-4155-9516>
Silva MCA  <https://orcid.org/0000-0002-1104-8355>

Benetti AD  <https://orcid.org/0000-0002-5940-8866>

Resumo

Muitas habitações no Brasil não têm acesso à água segura para consumo, e fluoretos estão presentes em concentrações altas nas águas de poços de várias localidades do Rio Grande do Sul. Nestes casos, o tratamento de água no ponto de uso é uma alternativa para reduzir riscos associados ao consumo de água contaminada. Foi realizado um experimento usando filtros biosand (BSF), para redução de microrganismos e turbidez, seguidos de filtros de carvão de osso (BCF) ou alumina ativada (AAF), para remoção de fluoreto. Os efluentes dos filtros biosand-alumina ativada ou carvão de osso não apresentaram *E. coli* e coliformes totais ao longo do período. As eficiências de remoções de turbidez pelos filtros BSF e AAF foram próximas a 96%. Os filtros de carvão de osso e alumina ativada removeram, respectivamente, 97% e 70% de fluoreto, e os valores de pH aumentaram para 10-12 após passagens por eles. Foi observado o crescimento de biofilmes na superfície do filtro biosand e no fundo dos filtros de AAF e BCF.

Palavras-chave: Tratamento de água no ponto de uso. Remoção de flúor da água. Filtro de alumina ativada. Filtro de carvão de osso. Filtro biosand. Remoção de microrganismos. Remoção de turbidez.

Abstract

*Many households in Brazil lack access to safe drinking water, with fluorides found in high concentrations in well water throughout Rio Grande do Sul. In these cases, point-of-use water treatment is an alternative to reduce risks associated with consumption of contaminated water. An experiment was conducted using biosand filters (BSF) to remove microorganisms and turbidity followed by bone carbon (BCF) or activated alumina filters (AAF) for fluoride removal. Effluents from the biosand-activated alumina or bone carbon showed no *E. coli* and total*

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Porto Alegre – Rio Grande do Sul – Brasil.

* **Autor correspondente:** vivi.par@hotmail.com

coliforms during the experiment. Turbidity removal by the BSF and AAF filters showed efficiency close to 96%. Bone carbon and activated alumina filters removed 97% and 70% of fluoride, respectively. pH values increased to 10-12 after application of the BCF and AAF filters. Biofilm grew on the biosand filter surface and on the bottom of the AAF and BCF filters.

Keywords: Point-of-use drinking water treatment. Fluoride removal from water. Activated alumina filter. Bone carbon filter. Biosand filter. Microorganism removal. Turbidity removal.

1 INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas (ONU) reconheceu que todas as pessoas têm direito ao acesso à água potável e ao saneamento para o pleno gozo de vida saudável e digna (*United Nation General Assembly* [UNGA], 2010). Contudo, no Brasil, 35 milhões de pessoas não têm acesso à água tratada, sendo que 30 milhões residem em áreas rurais (Funasa, 2012).

No estado do Rio Grande do Sul (RS), os sistemas de abastecimento de água se limitam às áreas urbanas na maioria dos municípios. A população das zonas rurais usam sistemas alternativos coletivos ou individuais para abastecimento, os quais provêm de fontes naturais e poços freáticos ou artesianos. A qualidade da água dessas fontes deve apresentar características físicas, químicas e biológicas dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação brasileira (Brasil, 2021).

Muitos sistemas de abastecimento de água no Brasil adicionam fluoreto (F⁻) à água potável como estratégia de proteção às cáries dentárias. Entretanto, a ingestão prolongada e contínua de altas concentrações de flúor provoca doenças como fluorose dentária e esquelética, além de diversos tipos de cânceres, danos ao sistema nervoso central e alterações na tireoide e no sistema reprodutor (Fawell *et al.*, 2006; Funasa, 2012).

A Portaria GM/MS n. 888/2021 dispõe que a concentração de fluoreto em águas de abastecimento não ultrapasse 1,5 mg/L (Brasil, 2021), mesma recomendação da Organização Mundial da Saúde

(WHO, 2017). No estado do RS, a Secretaria de Saúde estabelece 0,8 mg/L como a concentração ideal de fluoreto na água destinada ao consumo humano, não devendo estar abaixo ou acima de, respectivamente, 0,6 e 0,9 mg/L (Rio Grande do Sul, 1999). Um estudo realizado pelo Centro Estadual de Vigilância em Saúde do RS, em 2016, avaliou que cerca de 17 mil pessoas que usavam soluções alternativas coletivas ou individuais consumiam água com concentrações de flúor acima do permitido. Para os sistemas de abastecimento de água, esse número era de 435 mil pessoas (CEVS-RS, 2016)

Com relação aos padrões microbiológicos, a Portaria n. 888/2021 estabelece que *Escherichia coli* e coliformes totais devam estar ausentes da água para consumo humano (Brasil, 2021). Contudo, cerca de dois terços dos sistemas de abastecimento de água, que servem até 2.000 pessoas no RS, apresentavam riscos de contaminação fecal (Debiasi; Benetti, 2019).

Tecnologias de tratamento de água no ponto de uso (POU) têm sido recomendadas para aplicações em regiões ou locais onde as famílias não têm acesso aos sistemas convencionais de abastecimento de água potável. Uma dessas tecnologias que têm sido adotadas é o filtro biosand (BSF). O conceito do BSF é semelhante ao do filtro lento, que tem sido usado por comunidades para filtrar a água por mais de 200 anos. É adaptado para operar no ponto de uso e com fluxo intermitente (CAWST, 2012). Vários estudos demonstram que os BSF são eficientes e podem remover pelo menos uma, duas e duas unidades logarítmicas de, respectivamente, vírus,

bactérias e protozoários, além de mais de 95% de turbidez (Loo *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2022).

A desfluoretação deve ser usada quando a água apresenta concentrações de flúor que podem ser prejudiciais à saúde. Águas subterrâneas em contato com minerais ricos em fluoretos frequentemente apresentam concentrações altas desses íons (WHO, 2017). Existem diversos métodos de desfluoretação da água, como a troca iônica, a osmose inversa, a eletrodialise, a precipitação por contato e a adsorção. Entre as metodologias descritas para uso doméstico, destacam-se a utilização de carvão de osso (CO) e a alumina ativada (AA) como materiais adsorventes (Feenstra; Vasak; Griffioen, 2007).

Este trabalho descreve estudos de três tecnologias de tratamento de água que podem ser usadas no POU. O BSF foi utilizado para a remoção de microrganismos e turbidez. Para fluoreto, foram selecionados o filtro de carvão de osso (BCF) e o filtro de alumina ativada (AAF). A aplicação dessas tecnologias permitiria o acesso de muitas famílias em áreas rurais a uma água mais segura para consumo com impactos positivos na manutenção da saúde

2 OBJETIVOS

O objetivo do estudo foi avaliar a eficiência do tratamento da água no ponto de uso por filtro biosand, associado a adsorção em carvão de osso e alumina ativada para a remoção conjunta de microrganismos, turbidez e fluoreto. Também foi avaliar as eficácias das sequências de tratamento constituídas por filtro biosand com filtros de alumina ativada ou de carvão de osso.

3 METODOLOGIA

3.1 Desenho e instalação do sistema de tratamento

O sistema de tratamento foi composto por um filtro biosand (BSF) conectado em série aos filtros de carvão de osso (BCF) e alumina ativada (AAF),

instalados em paralelo. A Figura 1 mostra a vista superior da instalação. Os sistemas foram construídos em duplicata, mantendo características idênticas em termos de materiais, dimensionamento, instalação, tempo e metodologia de operação dos sistemas.

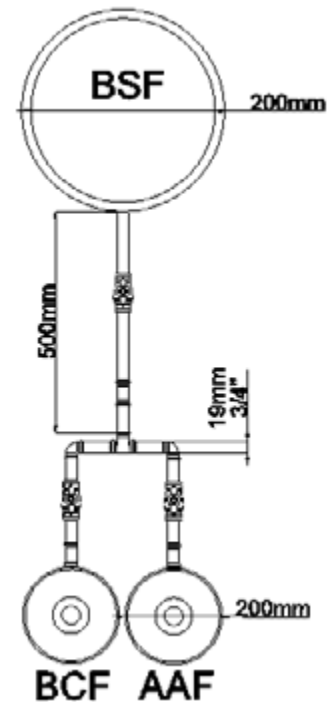


Figura 1 – Vista superior do sistema de tratamento de água formado pelos filtros biosand (BSF), carvão de osso (BCF) e alumina ativada (AAF).

A instalação do BSF se baseou na metodologia proposta pelo *Center of Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST). No entanto, o sistema teve duas pequenas modificações quanto aos materiais e dimensões do desenho recomendados pelo CAWST. A areia e o cascalho utilizados nos filtros foram passados, separadamente, por peneiras de 12,50 mm ($\pm 1/2''$) e de 6,35 mm ($\pm 1/4''$). O cascalho que permaneceu na superfície dessa peneira foi armazenado para ser utilizado como cascalho de drenagem. Na sequência, o restante do material foi passado pela peneira de 0,7 mm ($\pm 0,03''$). O material

retido por essa granulometria foi utilizado como cascalho de separação, enquanto aquele passou pela peneira foi utilizado como areia de filtração. A Figura 2 apresenta a vista lateral do sistema construído, especificando as dimensões no desenho do sistema completo e as respectivas camadas internas do BSF, BCF e AAF.

Após obter as três camadas do material filtrante do BSF, foi realizado o processo de lavagem com água da torneira. A mistura de areia e água foi submetida a agitação manual, seguindo-se o

repouso por 1 minuto. Posteriormente, a água sobrenadante era descartada. Esse processo foi realizado em 9 repetições, até se obter o resultado necessário para cumprir com as características descritas por CAWST (2012).

Os dois materiais adsorventes, AA e CO, foram lavados com água deionizada antes de serem colocados nos filtros. A lavagem tinha o objetivo de remover partículas finas e possíveis impurezas acumuladas desde a sua produção e transporte até o local de utilização dos materiais.

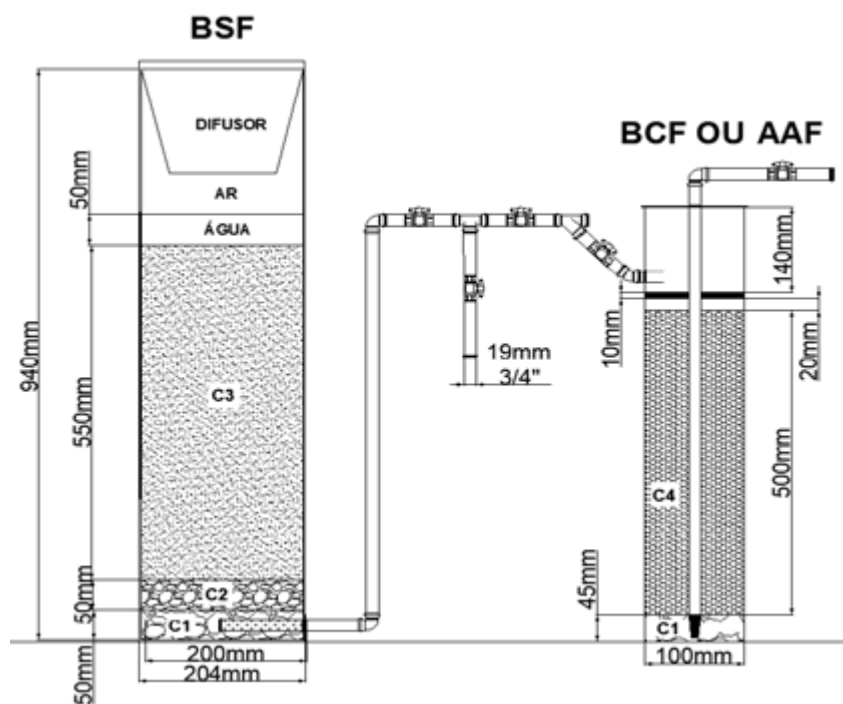


Figura 2 – Vista lateral das camadas internas e as características do desenho nos filtros, biosand (BSF), carvão de osso (BCF) e alumina ativada (AAF).

C1: camada de cascalho de drenagem; C2: camada de cascalho de separação; C3: camada de areia de filtração; C4: camada de filtração de alumina ativada ou carvão de osso.

Os filtros AAF e BCF tinham filtração descendente, com fluxo da água tratada ascendente. Foram instalados de forma independente, sem mistura dos dois materiais adsorventes, e construídos dois conjuntos em paralelo, cada um recebendo os filtrados do BSF. Na parte inferior de cada um dos AAF e BCF foram instaladas crepinas visando

impedir a passagem de sólidos. As crepinas eram da marca Pluvitec, da empresa Hidro Solo.

O carvão de osso utilizado foi adquirido da empresa Bonechar Carvão Ativado do Brasil, localizada em Maringá, Paraná. Este carvão é manufaturado a partir de ossos bovinos e tinha

diâmetro de partícula de 0,85 mm x 0,30 mm. A alumina ativada foi adquirida da empresa Aquapro Purificação de Águas Eireli Me, de Campo Largo, Paraná. A granulometria utilizada foi de 1,0 mm a 1,6 mm.

3.2 Preparação da água afluente ao filtro biosand

A água afluente ao BSF foi preparada semanalmente, utilizando-se água de torneira e seguindo quatro etapas: 1º) de cloração da água, que corresponde à análise da concentração de cloro na água e sua neutralização com a adição de Tiosulfato de Sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$); 2º) adição de microrganismos de esgotos, em que foi misturado esgoto coletado no vertedor do decantador secundário de estação de tratamento de esgoto localizada na cidade de Porto Alegre (RS), utilizando a proporção 20:80 de efluente e água declorada; 3º) adição de turbidez, na qual foi utilizada caulinita na água para atingir turbidez de 25 NTU e, no dia da preparação da água, eram realizados ensaios com massas de caulinita entre 0,01 g e 0,1 g, uma vez que a turbidez do efluente secundário variava; e 4º) adição de

fluoreto, etapa em que fluoreto de sódio (NaF) foi adicionado à água de modo a se alcançar a concentração de 20 mg/L de fluoreto, valor que pode ser encontrado em alguns poços no estado do Rio Grande do Sul.

3.3 Operação do sistema completo de tratamento

Foram construídos dois sistemas em paralelo, constituídos por um BSF seguido por um AAF e um BCF. A Figura 3 apresenta as vistas laterais e as sequências de fluxos dos sistemas de filtros BSF/AAF e BSF/BCF.

A operação do sistema de tratamento tinha início no BSF com a alimentação de 12 L de água bruta, previamente preparada conforme descrito na seção 3.2. A coleta dos efluentes dos BSF aos BCF e AAF era realizada a partir da abertura dos registros 2, 3 e 4 (Figura 3). Os registros 5 e 6 eram regulados para controlar as velocidades de filtração. Amostras dos filtrados dos BSF, AAF e BCF eram coletadas, respectivamente, após os registros 1, 5 e 6. Os filtros foram operados durante 89 dias, com tempos de pausas semanais de 24 horas entre sábado e domingo.

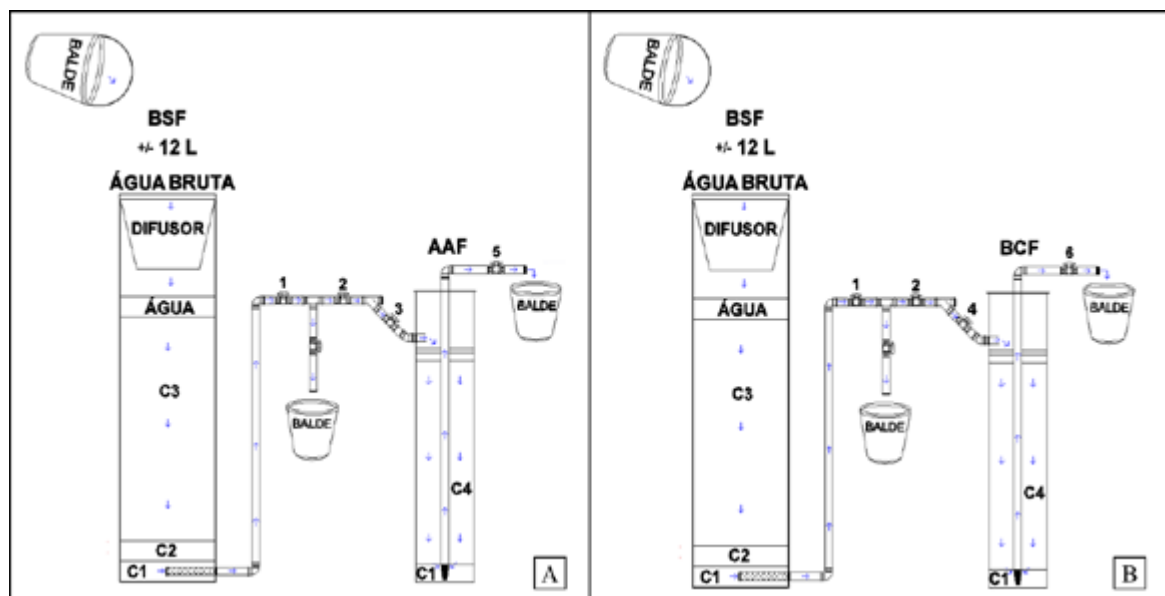


Figura 3 – Vistas laterais e fluxos de filtração dos sistemas de tratamento completos: a) filtros BSF e AAF, b) filtros BSF e BCF.

BSF: filtro biosand; AAF: filtro de alumina ativada; BCF: filtro de carvão de osso; C1: camada de cascalho de drenagem; C2: camada de cascalho de separação; C3: camada de areia de filtração; C4: camada de filtração de alumina ativada ou carvão de osso.

3.4 Monitoramento do sistema de tratamento

Foram feitas análises de pH, temperatura, turbidez, condutividade elétrica, fluoreto, coliformes totais, *Escherichia coli*, alcalinidade e carbono orgânico total (COT) nos efluentes dos filtros BSF, AAF e BCF. As análises seguiram as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017). Todas foram feitas em duplicata. A Tabela 1 mostra os métodos

analíticos e equipamentos usados para cada parâmetro.

O monitoramento de *E. coli* e coliformes totais somente pode iniciar no dia 53 de operação devido a problemas laboratoriais, especificamente de defeito na autoclave. A partir desse dia, foram feitas análises semanais até o fim do experimento, no dia 89. Ao final, foram coletadas amostras de areia, alumina ativada e carvão de osso para análises com Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

Tabela 1 – Parâmetros, métodos analíticos e equipamentos utilizados nas análises de monitoramento dos sistemas de filtração.

Parâmetro	Método analítico	Equipamento
Alcalinidade	2320 B – Método de Titulação	pHmetro DM-22 da DIGIMED, bureta volumétrica e ácido sulfúrico padronizado
Biofilme	Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	Microscópio da marca FEI modelo Inspect F50
Coliformes Totais	9223 B – Teste de substrato enzimático	Colilert, Quanti-Tray/2000
Condutividade	2510 B – Método Laboratorial	Condutímetro de campo KASVI, modelo K53-001
Carbono Orgânico Total	5310 B – Método de Combustão de Alta Temperatura	TOC-LCPH da SHIMADZU
<i>E. coli</i>	9223 B – Teste de substrato enzimático	Colilert, Quanti-Tray/2000
Fluoreto	4110 B – Cromatografia Iônica com Supressão Química da Condutividade do Efluente	Eco IC da Metrohm-Cromatógrafo iônico e ICS-3000 da DIONEX
pH	4500-H+B – Método Eletrométrico	pHmetro de campo KASVI, modelo K39-0014PA
Temperatura da água	2550 B – Métodos Laboratoriais e de Campo	pHmetro de campo KASVI, modelo K39-0014PA
Turbidez	2130 B – Método Nefelométrico	Turbidímetro 2100N da HACH

4 RESULTADOS

Os valores médios e desvios padrões das análises realizadas para o monitoramento dos sistemas de filtração são apresentados na Tabela 2.

A Figura 4 apresenta os valores dos parâmetros alcalinidade, condutividade, pH, temperatura da água e

carbono orgânico dissolvido ao longo do período do experimento. Os eixos das abscissas estão em dias ou semanas, dependendo da periodicidade das análises.

A Figura 5 mostra as remoções nas concentrações de *E. coli*, coliformes totais, fluoreto e turbidez nas saídas dos BSF, AAF e BCF ao longo do experimento.

Tabela 2 – Valores médios e desvios padrões das análises de monitoramento no afluente e efluentes dos filtros biosand (BSF), alumina ativada (AAF) e carvão de osso (BCF).

Parâmetro	Água bruta	BSF	AAF	BCF
Alcalinidade (mg CaCO₃/L)				
n	13	13	13	13
Média aritmética	8,2	7,8	27,5	50,9
Desvio padrão	0,4	0,4	1,2	2,2

continua...

Tabela 2 - Continuação...

Parâmetro	Água bruta	BSF	AAF	BCF
Condutividade (µS/cm)				
n	89	89	89	89
Média aritmética	288	282	757	1009
Desvio padrão	27	33	166	1158
pH				
n	89	89	89	89
Média aritmética	7,4	7,4	11,1	10,9
Desvio padrão	0,4	0,5	0,9	0,6
Temperatura da água (°C)				
n	89	89	89	89
Média aritmética	18,5	18,5	18,5	18,5
Desvio padrão	1,6	1,7	1,7	1,7
Carbono Orgânico Total (mg COT/L)				
n	10	10	10	10
Média aritmética	2,1	1,5	3,6	11,2
Desvio padrão	0,3	0,4	1,3	10,8
Escherichia Coli (NMP/100 mL)				
n	18	18	18	18
Média geométrica	2862	76	0	0
Desvio padrão	737	46	0	0
Coliformes Totais (NMP/100 mL)				
n	18	18	18	18
Média geométrica	4212	13	5	5
Desvio padrão	1352	159	0	0
Fluoreto (mg/L)				
n	89	89	89	89
Média aritmética	21,1	16,8	4,9	0,8
Desvio padrão	2,9	4,6	2	0,3
Turbidez (NTU)				
n	89	89	89	89
Média aritmética	24,9	0,9	0,9	1,3
Desvio padrão	1,2	0,2	0,2	3,3

Legenda: n=número de análises

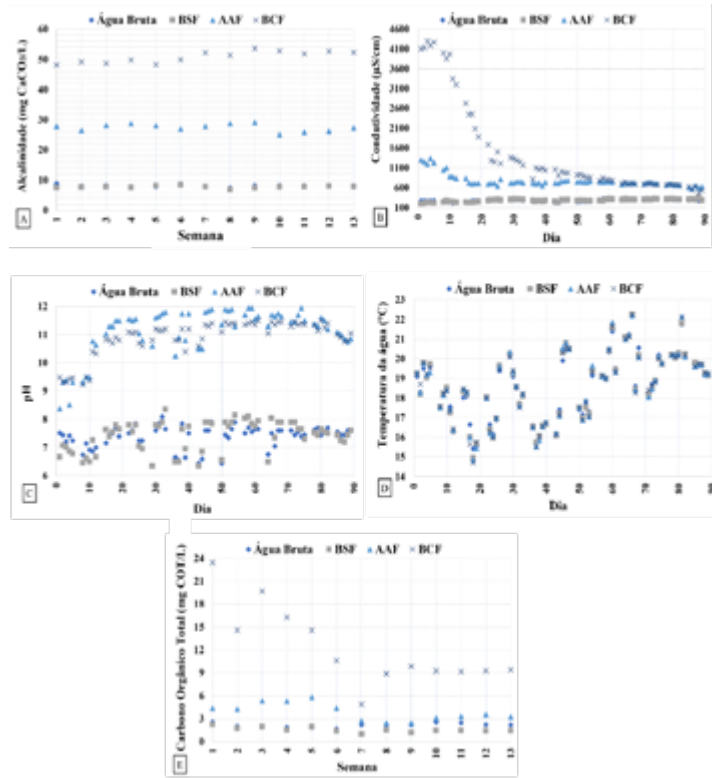


Figura 4 – Valores medidos dos parâmetros alcalinidade, condutividade, pH, temperatura e carbono orgânico total ao longo do experimento.

Legenda: A – alcalinidade; B – condutividade; C – pH; D – temperatura e E – carbono orgânico total. BSF: filtro biosand; AAF: Filtro de alumina ativada; BCF: filtro de carvão de osso.

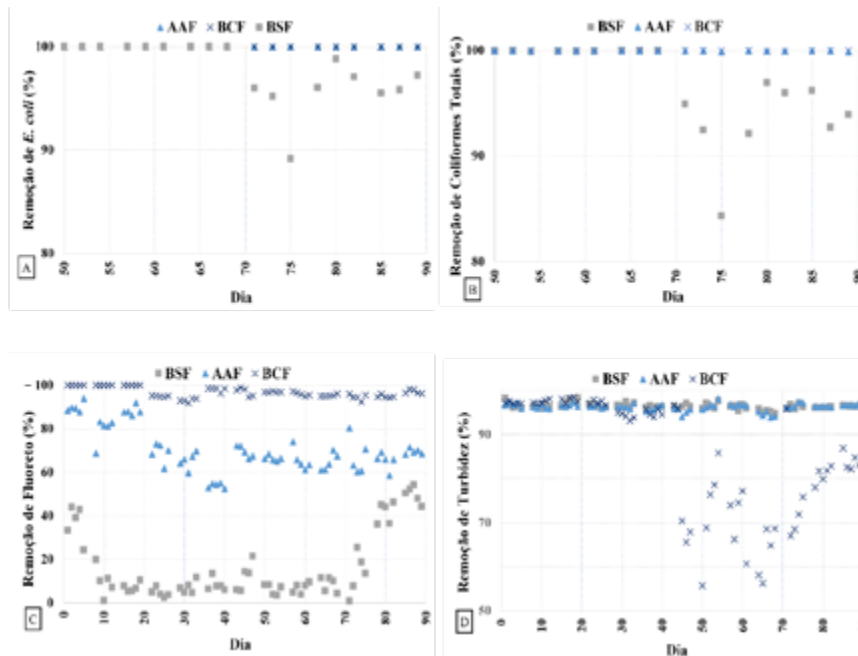


Figura 5 – Eficiências de remoções de *E. coli*, coliformes totais, fluoretos e turbidez nos filtros biosand (BSF), alumina ativada (AAF) e carvão de osso (BCF), ao longo dos 89 dias de operação do sistema de tratamento.

Legenda: Remoções de *E. coli* (A), coliformes totais (B), fluoreto (C) e turbidez (D). BSF: filtro biosand; AAF: Filtro de alumina ativada; BCF: filtro de carvão de osso.

Amostras de areia (MEV1), da alumina ativada (MEV3) e do carvão de osso (MEV5) limpos foram observados com microscopia eletrônica de varredura. Ao final do experimento, amostras de areia da superfície do filtro BSF (MEV2) e dos fundos dos

filtros AAF (MEV4) e BCF (MV6) foram analisadas no microscópio eletrônico para observação dos biofilmes formados. As fotomicrografias dessas amostras em diferentes magnitudes são apresentadas na Figura 6.

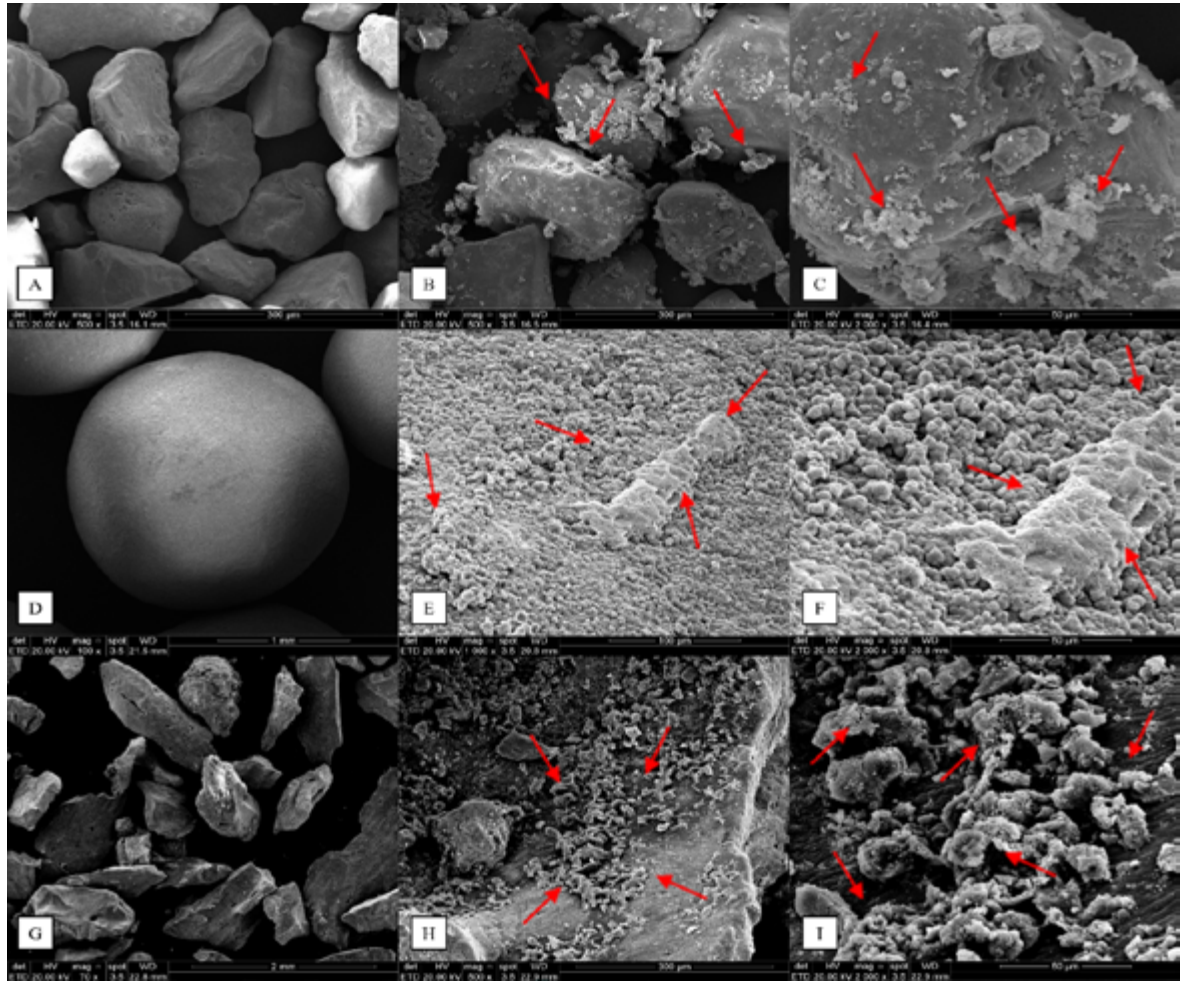


Figura 6 – Fotomicrografias e magnitudes das amostras analisadas: A) MEV1 em 500 x, B) MEV2 em 500 x, C) MEV2 em 2000 x, D) MEV3 em 100 x, E) MEV4 em 1000 x, F) MEV4 em 2000 x, G) MEV5 em 70 x, H) MEV6 em 500 x e I) MEV6 em 2000x.

MEV1: amostra de areia limpa; MEV2: amostra de areia da superfície do filtro biosand ao final do experimento; MEV3: amostra de alumina ativada limpa; MEV4: amostra de alumina ativada coletada no fundo do filtro ao final do experimento; MEV5: amostra do carvão de osso limpo; MEV6: amostra do carvão de osso coletada no fundo do filtro ao final do experimento.

5 DISCUSSÃO

Os valores de pH e as concentrações de alcalinidade no afluente e filtrado do biosand foram praticamente iguais. Contudo, houve aumentos substanciais de alcalinidade nos efluentes dos filtros de alumina ativada e carvão de osso, respectivamente 3,5 e 6,5 vezes maiores que as do

afluente. Os valores de pH também se elevaram, passando de 6,5-7,5 para 10 e 12. Uma possível explicação seria a liberação para o líquido de íons hidroxilas presentes nas superfícies dos materiais (Shinzato et al., 2018). Isso é compatível com os aumentos na alcalinidade. Testes realizados com água destilada passando em filtros preenchidos

com alumina ativada e carvão de osso resultaram em aumentos de pH da mesma ordem., portanto esse incremento de pH esteve ligado aos materiais alumina ativada e carvão de osso. Esse problema foi relatado aos fabricantes da alumina ativada (AguaPro) e do carvão de osso (Bonechar), mas eles indicaram não ter conhecimento sobre as razões para aumentos de pH após passagens pelos filtros.

O filtro biosand não alterou os valores de condutividade elétrica do afluente. Entretanto, como na alcalinidade e pH, houve aumentos de valores nos efluentes dos filtros de alumina ativada e de carvão de osso. Isso significa que esses materiais estavam liberando íons para a água. Ao final do período do experimento, os valores de condutividade nos efluentes dos filtros AAF e BCF eram equivalentes, mas ainda cerca de três vezes acima do filtrado do BSF.

Os filtros operaram sem controle de temperatura, que variou, na maior parte do tempo, entre 16 e 21°C. Os valores de temperatura no afluente e efluentes dos filtros BSF, AAF e BCF foram próximos entre si.

As concentrações de carbono orgânico total (COT) no efluente do filtro biosand foram cerca de 30% menores que no afluente. Houve elevação de concentrações nos filtros de alumina ativada e de carvão de osso, com 9 efluente desse chegando a ter concentrações seis vezes acima daquelas medidas no afluente. Isso pode ser um problema se a água tiver tratamento complementar com cloro, devido ao potencial de formação de subprodutos indesejáveis pela reação com a matéria orgânica presente. O filtro de carvão de osso utilizado tinha cerca de 12% de carbono, segundo o fabricante. O aumento no COT pode ter origem na presença desse carbono, se houve liberação para a água. A alumina ativada é composta por óxidos de alumínio e não há razão para aumento de matéria orgânica no efluente, exceto por impurezas. Contudo, a AA foi lavada antes de ser colocada nas colunas.

As Figuras 5A e 5B mostram que as remoções de *E. coli* e coliformes totais foram altas nos filtrados das colunas de carvão de osso e alumina ativada, mantendo-se próximas a 100%. As remoções nos efluentes dos filtros biosand também foram próximas a 100% até o dia 70 de operação, entretanto, diminuíram a partir daí, permanecendo em torno de 95% até o final do experimento no dia 89. Não houve uma razão específica para essa redução, não havendo mudanças na perda de carga e na velocidade de filtração. Ela também não esteve relacionada a turbidez, cuja remoção esteve acima de 95% ao longo do experimento. A turbidez do efluente do filtro de carvão de osso aumentou após o dia 45, indicando a perda de materiais constituintes do carvão.

O filtro de carvão de osso manteve remoção consistente do íon fluoreto, ficando acima de 95%, enquanto o de alumina ativada esteve na faixa de 60-80%. O filtro biosand reteve cerca de 20% das concentrações de fluoreto do afluente.

O monitoramento dos filtros biosand seguidos por alumina ativada ou carvão de osso permitiu as seguintes observações: 1º) as remoções de *E. coli* e coliformes totais foram próximas a 100% após a passagem nos filtros de AA e CO; 2º) os valores de pH e concentrações de alcalinidade aumentaram substancialmente após os filtros de AA e CO; 3º) os valores de turbidez aumentaram no filtro de CO após 45 dias de operação; 4º) as concentrações de carbono orgânico total no efluente do filtro de CO foram muito superiores àquelas do afluente e efluente do filtro biosand; 5º) O filtro de carvão de osso apresentou maior eficiência na remoção de fluoreto quando comparado ao filtro de alumina ativada.

As fotomicrografias de areia, alumina ativada e carvão de osso tomadas antes do início de operação do sistema de tratamento, respectivamente, A, D e G da Figura 6, mostram morfologias diferentes, com a alumina ativada sendo a mais

regular na forma de esfera. As micrografias B e C mostram o desenvolvimento de biofilmes nas amostras tomadas na superfície do filtro biosand. Biofilmes também se desenvolveram nas amostras de alumina ativada (E e F) e carvão de osso (H e I), tomadas ao fundo dos filtros. Isso é compatível com as concentrações de carbono orgânico total medidas nos efluentes dos filtros de alumina ativada e, especialmente, dos de carvão de osso.

6 CONCLUSÕES

Os sistemas de tratamento de água no ponto de uso se destinam, principalmente, as áreas não servidas por redes de abastecimento, como as habitações em zonas rurais. Eventualmente, também podem ser usadas em situações de desastres e emergências, onde ocorre o comprometimento do abastecimento de água. O tratamento de água no ponto de uso permite melhorar a qualidade dela para consumo humano, reduzindo os riscos de aquisição de doenças.

O sistema formado por filtros biosand, seguidos de carvão de osso ou alumina ativada, removeram próximos a 100% de *E. coli* e coliformes totais presentes na água afluyente. O filtro biosand sozinho iniciou com remoções próximas a 100%, mas a partir do dia 70, *E. coli* e coliformes totais apareceram no filtrado. As remoções da turbidez da água afluyente foram altas, superiores a 95%. Entretanto, ela aumentou no efluente do filtro de carvão de osso a partir do dia 45, possivelmente pela liberação de partículas associadas ao material.

Houve aumento significativo nos valores de pH e concentrações de alcalinidade após passagem pelos filtros de alumina ativada e carvão de osso, chegando a alcançar pH 12. Esse aumento pode ter sido consequência de liberação de íons hidroxilas, sendo compatível com os incrementos medidos na alcalinidade. Também houve aumentos nos valores de condutividade dos filtros de AA e CO, indicando a liberação de íons para a solução.

O filtro de carvão de osso pode remover o fluoreto, consistentemente, em acima de 95% da concentração afluyente. Foi mais eficiente que o filtro de alumina ativada, que reduziu entre 60% e 80% de fluoreto. As concentrações de carbono orgânico dissolvido no efluente do filtro de carvão de osso foram muito superiores às do biosand, indicando a liberação de matéria orgânica na água. O que também ocorreu no filtro de alumina ativada, mas em menor grau. Isso é compatível com as observações no microscópio eletrônico da presença de biofilme associado as partículas coletadas nos fundos dos filtros de AA e CO.

Os resultados deste trabalho permitem concluir que houve redução no risco microbiológico da água tratada. Da mesma forma, os íons fluoreto tiveram remoções significativas, especialmente no filtro de carvão de osso, onde o filtrado apresentou concentrações inferiores às estabelecidas pela legislação. Contudo, alguns aspectos foram desfavoráveis, como o aumento excessivo no pH tanto no filtro de alumina ativada quanto no de carvão de osso. Dessa forma, cabe investigar com mais profundidade o aumento do pH nos efluentes dos filtros de CO e AA, assim como a origem das altas concentrações de carbono orgânico dissolvido medidos no filtrado do carvão de osso.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Reina VP; **Metodologia:** Reina VP; **Redação – primeira versão:** Reina VP; **Redação – revisão e edição:** Silva MCA, Benetti AD; **Supervisão:** Silva MCA, Benetti AD

8 REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd ed. Washington, DC: APHA, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 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**, Brasília, DF, ed. 96, sec. 1, p. 69, 2021.

CAWST – CENTER OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY. **Biosand filter manual design, construction, installation, operation and maintenance**. Alberta: Creative Commons, 2012.

DEBIASI, R; BENETTI, A. D. A Methodology to Assess Vulnerability in Small Communities Drinking Water Systems. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 24, e44, 2019.

FAWELL, J. et al. **Fluoride in Drinking-Water**. London: IWA Publishing, 2006.

FEENSTRA, L; VASAK, L; GRIFFIOEN, J. **Fluoride in Groundwater**: Overview and Evaluation of Removal Methods. Utrecht: International Groundwater Resources Assessment Centre (Igrac), 2007.

FREITAS, B. L. S. et al. A Critical Overview of Household Slow Sand Filters for Water Treatment. **Water Research**, Oxford, v. 208, 117870, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117870>

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de fluoretação da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde; Fundação Nacional de Saúde, 2012. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/mnl_fluoretacao_2.pdf. Acesso em: 9 mai. 2021.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)**. Brasília, DF: Ministério da Saúde; Fundação Nacional de Saúde 2019. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/>

MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac-98-afb4ed0483eb. Acesso em: 9 mai. 2021.

LOO, S-L. et al. Emergency Water Supply: A Review of Potential Technologies and Selection Criteria. **Water Research**, Oxford, v. 46, n. 10, p. 3125-3151, 2012.

RIO GRANDE DO SUL. Portaria N. 10/99, de 16 de agosto de 1999. Define Teores de Concentração do Íon Fluoreto nas Águas para Consumo Humano Fornecidas por Sistemas Públicos de Abastecimento. **Secretaria da Saúde**, p. 67, 1999.

RIO GRANDE DO SUL. **Sistema de Vigilância do Teor de Fluoreto na Água Para Consumo Humano no Estado Do Rio Grande Do Sul (vigiflúor)**: relatório anual – 2015. Porto Alegre: Secretaria de Saúde, 2016. Disponível em: <https://www.cevs.rs.gov.br/upload/arquivos/201705/10122236-vigiagua-relatorio-anual-fluor-2015.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2024.

SHINZATO, M. C. et al. Métodos de remoção de íons fluoreto em água. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 71-89, 2018.

SOBSEY, M. D. **Managing Water in the Home**: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply.. Geneva: World Health Organization (WHO), 2002. Disponível em: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/67319/WHO_SDE_WSH_02.07.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em 9 dez. 2020.

UNGA – UNITED NATIONS GENERAL ASSEMBLY. Resolution 64/292. **The Human Right to Water and Sanitation**. Geneva: UNGA, 2010.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4h ed. Geneva: World Health Organization (WHO), 2017.

Análise da recuperação de recursos em sistemas de lodo granular aeróbio: oportunidades e obstáculos dentro do tratamento de esgoto

Analysis of resource recovery in aerobic granular sludge systems: opportunities and obstacles within sewage treatment


- **Data de entrada:**
14/02/2023
- **Data de aprovação:**
25/08/2023

Amanda Nascimento de Barros¹ | Silvio Luis de Sousa Rollemberg¹ | André Bezerra dos Santos^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.049>

ORCID ID

Barros NA  <https://orcid.org/0000-0001-8050-429X>

Rollemberg SLS  <https://orcid.org/0000-0002-3593-065X>

Santos AB  <https://orcid.org/0000-0002-3395-8878>

Resumo

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma das tecnologias de tratamento biológico de esgoto mais estudadas na última década. Exemplos de recuperação de recursos em estações de tratamento de esgoto (ETEs) por meio dessa tecnologia em escala plena têm sido reportados recentemente, além de várias outras oportunidades que poderiam ser mais exploradas. Portanto, esta revisão apresenta o estado da arte dos principais produtos passíveis de recuperação do LGA, as possibilidades e os desafios. Na fase líquida, a água pode ser reutilizada para irrigação e reúso urbano, por exemplo. Na fase sólida, a aplicação de lodo na agricultura é uma possibilidade interessante, mas deve-se ter atenção à adsorção de poluentes no biossólido devido à alta concentração de substâncias poliméricas extracelulares (SPEs) que tendem a concentrar muitos poluentes. Na fase gasosa, há a possibilidade de gerar biogás através da digestão anaeróbia do excesso de lodo, mas existem dificuldades devido à baixa biodegradabilidade dos grânulos aeróbios. Assim, a recuperação de recursos em reatores LGA pode favorecer ainda mais a aplicação dessas tecnologias em ETEs, pois ajudaria na redução das despesas operacionais, consideradas elevadas, em relação a outras rotas tecnológicas praticadas no Brasil e em outros países em desenvolvimento, pelos sistemas de aeração, automatização, supervisão, entre outros.

Palavras-chave: Lodo granular aeróbio. Recuperação de recursos. Reúso de água. ETEs sustentáveis.

Abstract

Aerobic granular sludge (AGS) is one of the most studied biological sewage treatment technologies in the last decade. Examples of resource recovery in full-scale sewage treatment plants (STP) with this technology have been reported recently, in addition to several other opportunities that could be better explored. Therefore, this review presents the state of the art of the main products capable of recovering the AGS, the possibilities, and the challenges. In the liquid phase, the water may be reused for irrigation and urban reuse, for example. In the solid phase, the application of sludge in agriculture is an interesting possibility, but we must pay attention to the

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

* **Autor correspondente:** andre23@ufc.br

adsorption of pollutants in the biosolid due to the high concentration of extracellular polymeric substances (EPS) that tend to concentrate many pollutants. In the gaseous phase, generating biogas by the anaerobic digestion of excess sludge is possible, but there are difficulties due to the low biodegradability of the aerobic granules. Thus, recovering resources in AGS reactors may further favor the application of these technologies in STPs, since it would help reduce operational costs, considered high, in relation to other technological routes employed in Brazil and in other developing countries, by the aeration, automation, and supervisory systems, among others.

Keywords: Aerobic granular sludge. Resource recovery. Water reuse. Sustainable STPs.

1 INTRODUÇÃO

As plantas de tratamento de esgoto que utilizam digestão anaeróbia eram consideradas, até a década de 1990, uma das poucas vias de recuperação de recursos por meio dos ácidos carboxílicos, álcoois, hidrogênio e metano (Metcalf; Eddy, 2003; Verstraete; Vlaeminck, 2011). Entretanto, novas tecnologias surgiram e evoluíram, e com isso, diferentes possibilidades apareceram. Entre os processos emergentes, contemplando primeiramente o atendimento às normas e depois a recuperação de recursos, o lodo granular aeróbio (LGA) pode ser considerado uma opção viável (Metcalf; Eddy, 2003; Rollemberg *et al.*, 2020a; Verstraete; Vlaeminck, 2011).

Atualmente, mais de 100 plantas de tratamento de esgoto utilizam a tecnologia LGA (Royal Haskoning, 2023). Todavia, no tocante à recuperação de recursos em reatores LGA, as experiências em escala plena ainda não são amplamente aplicadas (van Loosdrecht; Brdjanovic, 2014), apesar de existirem várias pesquisas em escala de laboratório ou piloto (Nanchariaiah *et al.*, 2018). A Figura 1, em termos de fluxograma, apresenta uma das possibilidades de concepção de projetos, práticas comuns (por exemplo, aterro sanitário para o lodo de excesso) e sustentáveis para as diferentes correntes existentes nas estações de tratamento de esgoto (ETEs).

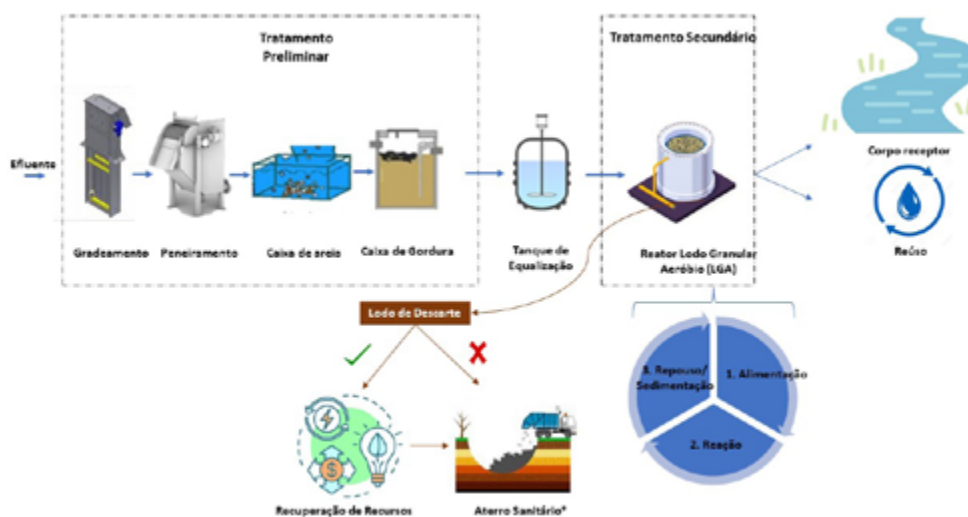


Figura 1 – Possível concepção de projetos com tecnologia LGA e fluxos das frações líquida e sólida.

* Aterro sanitário deve ser uma alternativa apenas após esgotar as outras possibilidades de reaproveitamento do lodo.

No começo, a recuperação de recursos no sistema LGA era restrita ao reúso de água (fase líquida) e ao uso do lodo em excesso (grânulos aeróbios) como inóculos para partida em novos reatores (Rolleberg *et al.*, 2018). Entretanto, avanços nas pesquisas tornaram factível a recuperação de novos subprodutos. Por exemplo, em 2007, foi avaliada nesse sistema a recuperação de fósforo aplicando a remoção biológica avançada de Fósforo (EBPR, *enhanced biological phosphorous removal*) (Yilmaz *et al.*, 2007); e, em 2008, Lin *et al.* apresentaram a possibilidade de extração de substâncias semelhantes ao alginato (*alginate-like exopolysaccharides*, ALE) do LGA em escala laboratorial, tratando esgoto doméstico sintético. Ressalta-se que os produtos de alto valor agregado, que estão sendo descobertos e estudados na última década, são extraídos principalmente das substâncias poliméricas extracelulares (SPE ou *extracellular polymeric substances*, EPS) presentes no grânulo aeróbio.

Nos sistemas LGA, a operação é realizada na modalidade de bateladas sequenciais (RBS), o que *a priori* dispensa o uso do decantador secundário para o processo de separação sólido-líquido. A tecnologia LGA tem a capacidade de remover simultaneamente matéria orgânica e nutrientes no mesmo reator, assim como se pode alcançar em sistemas de lodo ativado com determinados ajustes operacionais, por exemplo, mas possuindo uma biomassa com melhor capacidade de sedimentação e maior concentração (Rolleberg *et al.*, 2020a). Devido a isso, há redução da pegada ecológica (-75%) e do consumo de energia (30-50%), se comparado ao lodo ativado em fluxo contínuo (Thwaites *et al.*, 2018). Adicionalmente, em comparação com MBR (*membrane bioreactor*), o consumo de energia é 35-70% menor (Bengtsson *et al.*, 2018). Por essas vantagens, as quais possibilitam um sistema de tratamento de águas residuárias mais sustentável, o LGA é considerado uma das tecnologias de tratamento biológico mais promissoras no século 21 (van Loosdrecht; Brdjanovic, 2014).

Nesse sentido, os possíveis produtos/recursos que podem ser recuperados em ETEs e que possuem a granulação aeróbia como rota tecnológica são: (I) reúso de água; (II) metano a partir da digestão anaeróbia do lodo em excesso; (III) fósforo; (iv) triptofano; (v) ALE; e (vi) polihidroxicanoatos (PHAs) (Leeuwen *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2018). Assim, esse trabalho apresenta uma revisão geral sobre a recuperação desses produtos, bem como as vias de recuperação, possibilidades de aplicação e desafios, que estão relacionados à operação do sistema e extração dos recursos, conforme apresentado na Figura 2.



Figura 2 – Possibilidades de recuperação de recursos em sistemas LGA.

2 METODOLOGIA

Para a busca das referências, foi utilizada a plataforma Periódicos Capes, em que foi aplicado o filtro “Título contém *aerobic granular sludge* e qualquer campo contém *resource recovery*”. Adicionalmente, foi utilizado filtro contendo “*aerobic granular sludge + water reuse*”; “*aerobic granular sludge + alginate like*”; “*aerobic granular sludge + sludge discharge treatment*”, “*aerobic granular sludge + PHA*” e “*aerobic granular sludge + phosphorus recovery*”.

3 RECUPERAÇÃO DE RECURSOS NA FASE LÍQUIDA – REÚSO DO EFLUENTE TRATADO

Aplicar uma tecnologia que permita o reúso de água é o primeiro passo para a sustentabilidade

em uma ETE (Lema; Martinez, 2017). Nesse sentido, o LGA é uma opção interessante quando o objetivo é reutilizar o efluente tratado devido a: (I) alta remoção de matéria orgânica e nutrientes (Tabela 1), que ocorre devido ao mecanismo SNDPR (nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo simultâneas) (Nancharaiah *et al.*, 2018); (II) remoção de outros poluentes como metais, fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal etc., a qual pode ser elevada em reatores LGA devido à elevada concentração de EPS nos grânulos, permitindo a bioadsorção dos poluentes e posterior biotransformação ou remoção no lodo de excesso (Amorim *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2018).

Karakas *et al.* (2020), usando a tecnologia de LGA para tratar esgoto sanitário e aplicação na agricultura, obtiveram concentrações de metais abaixo da permitida pela legislação brasileira para lançamento de efluente (Conama nº 430/2011), o que é bom para o reúso agrícola. Por outro lado, a elevada remoção de nutrientes pode ser uma desvantagem para esse objetivo. Nesse sentido, a planta LGA da Nereda®, em Garmerwolde, na Holanda, apresentou concentração de $PO_4^{3-}-P$, dissolvido menor que 0,5 mg/L e Nitrogênio Total (NT) menor do que 7,0 mg/L (Pronk *et al.*, 2015).

Em relação à concentração de sólidos em suspensão no efluente, apesar de na legislação brasileira (Conama nº 430/2011) se estabelecer um limite em termos de eficiência mínima de remoção (20%) apenas para lançamento de esgoto sanitário por meio de emissário submarino, existem alguns estados que possuem na sua legislação limites para sólidos, considerando outras formas de disposição de efluente tratado (Moraes *et al.*, 2017). Assim, algumas experiências em reatores em escala plena apresentaram valores acima de 20 mg/L, algumas vezes maior do que 50 mg/L (Liu *et al.*, 2005; Rollemberg *et al.*, 2020b), o que não impede o atendimento aos limites estabelecidos por legislações mais restritivas, por exemplo a da Holanda, que é de 30 mg/L (Pronk *et al.*, 2015). O baixo tempo de sedi-

mentação, a flotação dos grânulos devido à gordura, a presença de microrganismos filamentosos com baixa velocidade de sedimentação e a liberação de gás devido à desnitrificação durante o período de alimentação são alguns dos motivos para a elevação da concentração de SS no efluente. O último fator é mais forte em reator em batelada sequencial (RBS) de descarte simultâneo (*simultaneous fill/draw SBR*), porque, além da ascensão do gás (desnitrificação), há a contribuição da velocidade de fluxo ascendente durante a alimentação (Franca *et al.*, 2018; Van Dijk *et al.*, 2018).

Para diminuir a concentração de SS no efluente, alguns autores propuseram o uso de membrana externa (microfiltração ou ultrafiltração) (Karakas *et al.*, 2020), filtro de areia (Rollemberg *et al.*, 2020b), ou defletor vertical no topo do LGA reator (Van Dijk *et al.*, 2018). Algumas pesquisas (Thwaites *et al.*, 2018; Van Dijk *et al.*, 2018) mostraram que o uso de defletores verticais reduziu a concentração de SS de 23 para 7 mg/L, permitindo o reaproveitamento após a desinfecção e sem o uso de membranas ou filtros.

As explicações para a alta capacidade de remoção de poluentes em sistemas LGA são: (I) elevada concentração de EPS, que atua como uma “cola biológica”, favorecendo a adsorção dos compostos; (II) elevado Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) ou idade de lodo, que favorece microrganismos de crescimento lento relacionados à biodegradação/biotransformação desses compostos; (III) presença de grupos funcionais, incluindo amino, carboxil, fosfato, entre outros, na superfície do lodo granular, que podem atuar nas reações metabólicas envolvidas (Amorim *et al.*, 2016; Gao *et al.*, 2010).

A remoção de metais é outro aspecto importante a ser avaliado quando o objetivo é o reaproveitamento na irrigação. Por exemplo, Kong *et al.* (2015) observaram que o mecanismo de remoção no LGA estava relacionado à bioadsorção e à presença de EPS. Pesquisadores demonstraram que os grânulos

aeróbios têm uma superfície carregada negativamente, o que causa alta afinidade por cátions, formando uma camada externa com afinidade por ânions (Wang *et al.*, 2018). Portanto, o uso de biomassa granular aeróbia para a remoção/recuperação de metais (Nancharaiah; Reddy, 2018) pode ser considerado uma alternativa aos métodos tradicionais, como precipitação, coagulação, troca

iônica, processo eletroquímico e membranas (Gutnick; Bach, 2000). Ressalta-se que caso a tecnologia seja aplicada para tratamento de efluente proveniente de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias, e o objetivo seja aplicar o reúso para fertirrigação, deve-se atender aos critérios e procedimentos da Resolução Conama nº 503, de 14 de dezembro de 2021.

Tabela 1 – ETE com tecnologia LGA e qualidade do efluente final.

Ref.	ETE	Tipo de efluente	Volume (m ³)	Ciclo	Diâmetro do Grânulo (mm)	Características do efluente	Eficiência de remoção	Qualidade do Efluente
Giesen <i>et al.</i> (2013)	Escala Plena	Municipal	-	-	> 0,5 mm	DQO: 1265 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 75 mg/L PT: 19 mg/L	DQO: 97% NH ₄ ⁺ -N > 98% PT: 82%	DQO: 40 mg/L SST: < 5 mg/L PT: 3,2 mg/L NH ₄ ⁺ -N: < 1 mg/L NT: < 10 mg/L
Li <i>et al.</i> (2014)	Escala Plena	30% (municipal) e 70% (industrial)	12.540	6 h	> 0,5 mm	DQO: 56000 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39-93 mg/L	DQO: 85% NH ₄ ⁺ -N: 95,8% NT: 59,6%	NH ₄ ⁺ -N: 28,2 mg/L NT: 34,5 mg/L DBO ₅ : 85 mg/L
Pronk <i>et al.</i> (2015)	Escala Plena	Municipal	9.600	3-6:30 h	> 1,0 mm	DQO: 560 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 39 mg/L NT: 49,4 mg/L PO ₄ ³⁻ -P: 4,4 mg/L PT: 6,7 mg/L	NT: > 90% PT: > 90%	DQO: 64 mg/L SST: 20 mg/L PT: 0,9 mg/L NT: 6,9 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 1,1 mg/L DBO ₅ : 9,7 mg/L
Rolleberg <i>et al.</i> (2019)	Escala Piloto	Municipal	0,14	6 h	> 0,9 mm	DQO: 461 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 36,9 mg/L NT: 43,0 mg/L PO ₄ ³⁻ -P: 4,8 mg/L PT: 5,1 mg/L	DQO: 96% NT: 65,2% PT: 80%	DQO: < 20 mg/L SST: 11 mg/L PO ₄ ³⁻ : < 1 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 4 mg/L NO ₃ ⁻ -N: 2 mg/L NO ₂ ⁻ -N: 4 mg/L DBO ₅ : 4 mg/L

Barrios-Hernandez *et al.* (2020) avaliaram a remoção de patógenos no sistema LGA em comparação ao LA convencional. O estudo indica que, assim como no LA, uma etapa adicional de desinfecção é necessária para atingir os limites de lançamento (Thwaites *et al.*, 2018). Para tanto, a desinfecção convencional (cloração, UV, ozonização etc.) atende à demanda, não sendo preciso etapa de polimento (membrana, filtração etc.),

Em relação ao custo operacional, considerando apenas os processos biológicos, o reator LGA apresenta valores significativamente menores do que os sistemas aeróbios convencionais para reúso de água: Pronk *et al.* (2015) observaram 0,17 kWh/m³, e Rolleberg *et al.* (2020b), 0,25 kWh/m³, que é

aproximadamente 50% menor do que a média em LA convencional para produção de água de reúso com baixa concentração de matéria orgânica, nutrientes, SS e turbidez.

4 FASE GASOSA – DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO DE EXCESSO

Outra possibilidade de recuperação de recursos em reatores LGA é a digestão anaeróbia ou codigestão do excesso de lodo para gerar biogás. Nesse sentido, alguns estudos mostraram que o excesso de lodo poderia ser enviado a um reator anaeróbio para metanização (Bernat *et al.*, 2017; Del Río *et al.*, 2013), a fração líquida do digestato voltaria ao tratamento, e o lodo estabilizado (fração sólida

do digestato) poderia ser aplicado na agricultura. No entanto, alguns estudos relataram problemas com a digestibilidade dos grânulos aeróbios. Bernat *et al.* (2017) demonstraram que a biodegradação é difícil de ocorrer devido à composição química dos grânulos. O teor de substâncias lignocelulósicas representam cerca de 54% dos materiais fibrosos, mostrando que o potencial de biogás dos grânulos era cerca de duas vezes menor que o do lodo ativado. Em termos de produção, os autores obtiveram valores entre 0,3 e 0,4 m³/kgST.

Del Rio *et al.* (2013) testaram o potencial de biogás do lodo granular aeróbio de um RBS piloto alimentado com a fração líquida do lodo suíno. Foi observada uma produção de 0,35 m³ de biogás/kgSSV alimentado, inferior à faixa de 0,5-0,75 m³/kgSSV relatada na literatura (Van de Velden *et al.*, 2008). O alto teor de proteína nos grânulos, que é essencial para a estabilidade de LGA (Rollemberg *et al.*, 2018), e o alto teor de fibra (mais de 18% de TS), especialmente lignina, que dificulta a biodegradação, contribuíram para os baixos rendimentos de metano nos testes de potencial bioquímico do metano (BMP) (Bernat *et al.*, 2017; Del Río *et al.*, 2013). No lodo ativado é possível encontrar até cerca de 20% de fibra, mas geralmente é composta por hemicelulose, que é mais fácil de degradar do que a lignina (Bernat *et al.*, 2017). Em todos esses trabalhos foi observado um teor de metano abaixo de 60%. Alguns estudos mostraram que, depois de triturados, os grânulos podem exibir uma maior cinética de biodegradação (Del Río *et al.*, 2013). No entanto, destruir mecanicamente a estrutura compacta do LGA não afeta significativamente o potencial de produção de biogás; ele apenas acelera a taxa de degradação de compostos orgânicos, uma vez que acelera a fração, a qual é mais lenta de degradar.

Guo *et al.* (2020) mostraram a ocorrência de duas biomassas diferentes em reatores LGA: os grânulos aeróbios maduros localizados no leito de

lodo (fundo) e a biomassa contendo grânulos de baixa sedimentabilidade e lodo filamentosos localizada na manta de lodo. Rollemberg *et al.* (2020b) avaliaram dois tipos de descarga de lodo no LGA: (I) o lodo que é removido a cada ciclo, denominado descarga seletiva de lodo (DS), de estrutura floculenta e taxa de sedimentação mais lenta do que os grânulos aeróbios – sua remoção culmina em uma pressão de seleção biológica aos grânulos de sedimentação mais rápida, que possuem um maior tempo de retenção (Ali *et al.*, 2019; Ahmad & Idris, 2014); (II) o excesso de lodo granular presente no leito do reator, que apresenta alto estado de maturidade, também é removido (GM) – ele tem um elevado TRS e é descartado para controlar a idade de lodo (θ_c) no reator LGA (descarga diária). Rollemberg *et al.* (2020b) observaram que a biomassa removida pela descarga seletiva do lodo (LGA-DS, método 1) apresentava características físicas semelhantes às do lodo ativado. O LGA-DS foi caracterizado por um elevado valor de BMP, próximo a 0,25 m³CH₄/kgSSV. Por outro lado, o valor de BMP dos grânulos maduros (LGA-GM, método 2) foi próximo a 0,20 m³CH₄/kgSSV.

Esses resultados indicaram que a biomassa removida de forma seletiva (método 1) teve mais viabilidade para digestão anaeróbia e geração de metano. Por outro lado, estudos mostram que vale a pena investigar se mudanças nos parâmetros operacionais do reator Nereda® podem afetar as características e a digestibilidade das diferentes frações de biomassa retiradas (Pronk *et al.*, 2015) Por exemplo, acredita-se que os reatores LGA com menor θ_c tenham um BMP muito maior (Ali *et al.*, 2019).

Com relação ao biogás produzido, ele pode ser reaproveitado na forma de calor, energia ou cocção. Dentre os sistemas existentes, destacam-se os sistemas combinados de calor e energia (*combined heat and power*, CHP), que utilizam o biogás produzido a partir da digestão anaeróbia para gerar calor e eletricidade no local (Abiogas,

2020). A eletricidade produzida por sistemas CHP é confiável e consistente. No entanto, a instalação requer custos de capital relativamente altos (cerca de US\$ 2.000/kW para um motor de combustão interna, US\$ 7.500/kW para uma célula de combustível e US\$ 4.500/kW para microturbina). Assim, a concepção do tratamento de efluentes em termos de nível de centralização será um fator determinante para a recuperação do biogás do lodo digerido nas ETEs de LGA.

5 FASE SÓLIDA – RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Atualmente, existem várias possibilidades de reaproveitamento de produtos de valor agregado a partir do lodo de excesso dos sistemas granulares aeróbios. Inicialmente, cita-se que nos sistemas LGA, o coeficiente de produção celular é inferior ao dos sistemas convencionais de lodo ativado. Rolleberg *et al.* (2019) observaram que, enquanto os flocos de lodo ativado apresentaram taxa de produção celular de 0,60 gSSV/gDQO_{rem}, a biomassa granular aeróbia apresentou valor médio de 0,35 gSSV/gDQO_{rem}, mostrando seu menor potencial de geração de lodo. Esse excesso de lodo do LGA pode ser aproveitado de diferentes formas, entre as quais a utilização em uma ETE de lodo ativado existente, que muitas vezes opera em paralelo, visando aumentar a capacidade na remoção de carbono e nutrientes, via mecanismo SND (*simultaneous nitrification and denitrification*), ou melhoria da capacidade de sedimentação da biomassa a ser removida em decantadores secundários. Além dessa possibilidade, é possível obter fósforo de diversas formas, tendo em vista que a biomassa granular aeróbia pode ser cultivada para maximização de organismos acumuladores de fósforo (Poly-P). Além do fósforo, vários projetos de LGA têm mostrado a viabilidade de recuperação de PHAs, ALE, triptofano e biomateriais à base de polissacarídeo (Leeuwen *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2018).

5.1 Recuperação como inóculo ou catalisador da granulação

Estudos mostraram que a granulação pode ser alcançada rapidamente (<1 mês) em esgoto sintético, principalmente usando acetato e propionato como substrato (Liu *et al.*, 2010). No entanto, pode-se demorar meses com águas residuárias domésticas/municipais reais, pelo tipo de substrato e a sua usual baixa concentração de matéria orgânica. Li *et al.* (2014) obtiveram a granulação completa de seu sistema após 337 dias de operação em uma ETE de tratamento de esgoto municipal. Portanto, é possível utilizar o excesso de lodo do LGA como inóculo para iniciar um novo sistema ou, quando necessário, aumentar a biomassa granular aeróbia em um outro reator. Esta abordagem é feita em plantas Nereda® (Nereda, 2021), por exemplo.

Outras estratégias podem ser usadas para acelerar a granulação, como o uso de EPS de biomassa aeróbia triturada como catalisador de processo (Pijuan *et al.*, 2011). Outra possibilidade é a inoculação utilizando grânulos aeróbios maduros diretamente no reator (Long *et al.*, 2014). A primeira estratégia (grânulos triturados) consiste em desidratar e triturar os grânulos para formar o pó. Li *et al.* (2015) usaram essa última estratégia e conseguiram reduzir em duas semanas o tempo para granulação.

Alguns estudos avaliaram o uso do excesso de lodo e os métodos que viabilizam essa prática. Zhu & Wilderer (2003) relataram que um longo tempo de armazenamento em ambiente úmido pode favorecer as bactérias redutoras de sulfato (BRS), que utilizam matéria orgânica dentro do grânulo na respiração endógena, danificando os grânulos armazenados. Por outro lado, Wan *et al.* (2014) constataram que o ambiente hostil com alta agitação e a presença de oxigênio dissolvido (OD) estimula a secreção celular de várias substâncias benéficas para a manutenção dos grânulos por longos períodos, permitindo sua reutilização

como inóculo. Embora o armazenamento de lodo granular não seja adequado, alguns estudos mostraram que ele pode ser restaurado em algumas semanas – geralmente duas semanas – após a aeração (Yuan *et al.*, 2012). O ideal é manter o lodo armazenado corretamente para manter a biomassa ativa e estável para ser usada como inóculo.

Os resultados indicam que o LGA é um importante recurso biológico ao contribuir na redução do tempo de partida do reator. Nesse sentido, a Figura 3 mostra as possibilidades de reaproveitamento de LGA em novas plantas. Além disso, alguns autores mencionaram que o LGA poderia ser usado como um inóculo para lodo ativado convencional (Peeters; Lu, 2013) ou como reposição periódica.

Vários estudos mostraram que esta prática pode melhorar: (I) sedimentabilidade da biomassa em ETEs do tipo LA; (II) possibilidade de tratar águas residuárias com maior COV devido ao aumento da concentração de SSV no tanque de aeração; (III) melhoria na remoção de nutrientes devido ao aumento da presença de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e PAOs (Peeters; Lu, 2013). Nesse sentido, Świątczak & Cydzik-Kwiatkowska (2018) estudaram uma planta de LA convencional após cultivo com LGA. Na pesquisa, foram verificados aumentos da remoção de DQO de 75% para 92%, de nitrogênio total de 78% para 87% e de fósforo total de 87% para 95%. Após a adição de LGA, a concentração de biomassa no tanque de aeração aumentou de 5,2 gSSV/L para 9,2 gSSV/L.

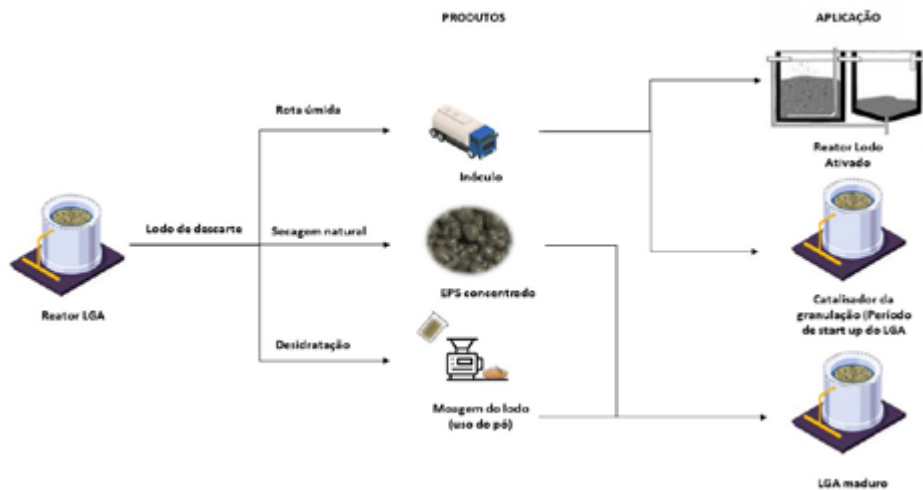


Figura 3 – Reuso do LGA em excesso em ETE.

5.2 Recuperação de fósforo

Diferentes estudos comprovaram o alto potencial dos grânulos aeróbios em acumular fósforo. Li *et al.* (2014) obtiveram um grânulo aeróbio rico em P durante o tratamento de águas residuárias, indicando que o LGA pode ser usado para recuperação de P no lodo em excesso. He *et al.* (2020) observaram que os grânulos aeróbios podem acumular mais de 90% da carga de P de esgoto afluente. Em outro estudo, Pronk *et al.* (2015) operaram um

LGA em escala real e obtiveram remoção de fósforo em torno de 87%. Com relação ao acúmulo de fósforo em flocos de lodo ativado (FLA) e grânulos aeróbios (LGA), Rollemberg *et al.* (2019) obtiveram valores próximos a 0,05 e 1,4 mg P/mg SSV para FLA e LGA, respectivamente, indicando que os grânulos aeróbios tinham quase 30 vezes mais fósforo.

A recuperação do fósforo do lodo granular ocorre principalmente de 4 (quatro) formas: (I) cristalização seguida de precipitação química (Lu *et al.*, 2016);

(II) aplicação direta no solo (Nanchariaiah; Reddy, 2018); (III) recuperação de fósforo por meio de biossorvente usando polímeros naturais (Dall'agnol

et al., 2020); (IV) incineração e recuperação de fósforo das cinzas do lodo (Adam *et al.*, 2009), conforme mostrado na Figura 4.

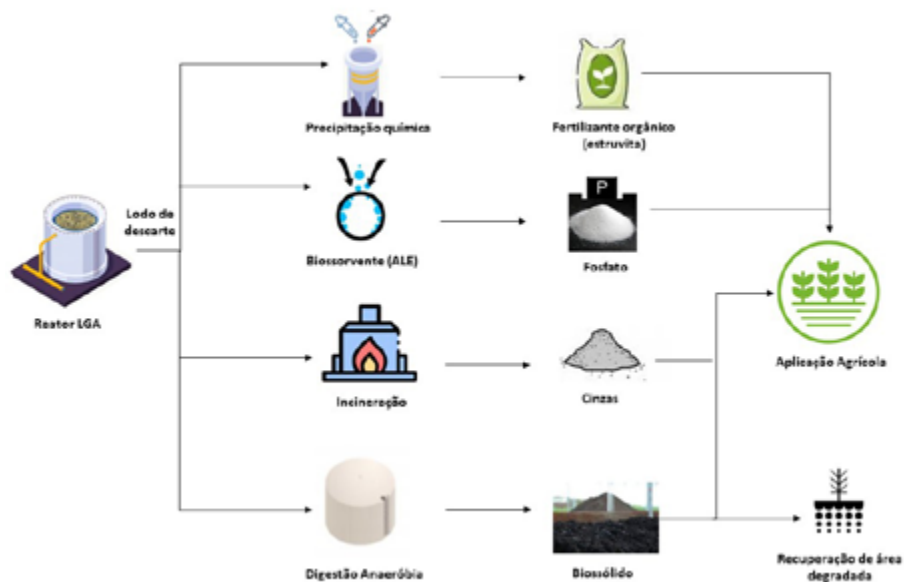


Figura 4 – Diferentes formas de recuperar fósforo em reatores LGA.

Um estudo realizado por de Kreuk & van Loosdrecht (2006) com grânulos aeróbios mostrou que cerca de 46% da remoção de P ocorre por precipitação, enquanto a outra parte (54%) é devido ao acúmulo de polifosfato. Nesse sentido, de Kreuk *et al.* (2005) utilizaram técnicas de extração e verificaram que até 5,0% da massa do lodo era devido a precipitados (P/SSV). Esses valores mostram que o lodo em excesso, além de possuir considerável concentração de fósforo acumulado intracelularmente, também continha este nutriente na forma precipitada. Portanto, a aplicação do excesso de lodo como biossólido pode se consolidar como uma importante forma de reaproveitamento da fase sólida, apesar da preocupação com a concentração de poluentes adsorvidos/acumulados no EPS.

Alguns estudos apontaram que uma porção do fósforo acumulado nos grânulos precipita no lodo como fósforo mineral, funcionando como núcleo da biomassa aeróbia (Daumer *et al.*, 2008).

Outras pesquisas mostraram que várias espécies de fósforo inorgânico estavam presentes em grânulos aeróbios, como hidroxiapatita, estruvita ou fosfato de Ca-Mg. Dessa forma, esses minerais já estariam prontamente disponíveis no lodo para aplicação, não havendo necessidade de utilização do processo de cristalização (Angela *et al.*, 2011).

Além do alto teor de nutrientes, o EPS presente nos grânulos aeróbios pode auxiliar na aplicação de biomassa como fertilizante. Por outro lado, alguns autores têm destacado o problema do teor de metais na biomassa, dado o alto potencial dos grânulos em adsorver esses materiais (Nanchariaiah; Reddy, 2018). Portanto, embora os grânulos aeróbios contenham mais fósforo do que os FLA, a concentração de metais no LGA pode ser um problema para o solo, para a cultura e para o consumidor final (Raheem *et al.*, 2018). Contudo, a concentração de metais é normalmente baixa em esgotos sanitários, requerendo assim estudos

de caracterização da biomassa granular no lodo de excesso, após estabilização (quando realizada), desidratação e higienização, para uma melhor compreensão do risco ou atingimento das concentrações definidas na legislação.

Para aplicação direta no solo, é necessário atender aos critérios e aos procedimentos estabelecidos na Resolução Conama nº 498/2020. O produto do tratamento do lodo que atende aos critérios microbiológicos e químicos estabelecidos na referida Resolução e apto a ser aplicado em solos é chamado de biossólido.

O uso do excesso de lodo da biomassa granular como biossólido torna-se ainda mais interessante porque parte fósforo (P) já se precipitou dentro dos grânulos (Daumer *et al.*, 2008), local que as bactérias que acumulam fosfato também podem estar (Lemaire, 2007). Portanto, a liberação de fosfato pode causar precipitação de fósforo dentro do núcleo dos microrganismos, dificultando a subsequente cristalização. Esse processo no LGA foi mostrado por outros autores (de Kreuk *et al.*, 2005; Yilmaz *et al.*, 2007).

5.3 Recuperação de triptofano

O triptofano é um aminoácido hidrofóbico considerado um componente essencial da dieta humana, uma vez que não pode ser sintetizado no corpo humano. Além disso, é o precursor da serotonina e da melatonina (Liu *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2014). Substâncias semelhantes ao triptofano provavelmente se acumulam no EPS (fração proteica) sob alto estresse de cisalhamento e pressão de seleção, contribuindo para aumentar a capacidade de adesão da biomassa, granulação do lodo e manutenção de sua estrutura granular. Além de ter papel fundamental na granulação, o triptofano também possui diversas aplicações na indústria química, agricultura e, principalmente, na indústria farmacêutica (Zhang *et al.*, 2018). Rollemberg *et al.* (2020c) observaram que a relação C/N influenciava a concentração de TRY,

ou seja, quanto maior a concentração de N, maior a quantidade de TRY. Além disso, grânulos com diâmetro entre 0,5 e 1,0 mm tiveram mais TRY. Outro fator que pode influenciar o rendimento de triptofano em LGA é a idade de lodo (θ_c). De acordo com Zhang *et al.* (2019), θ_c em torno de 6 dias é ideal para produção de TRY. Nesse sentido, parâmetros operacionais podem favorecer a produção desse produto: (I) relação DQO/N = 5; (II) período de formação de grânulos; (III) θ_c próxima a seis dias (Carvalho *et al.*, 2021).

Em termos de taxas de produção, Rollemberg *et al.* (2020c) observaram, em um sistema LGA alimentado com acetato, valores de 58 mgTRY/gSSV. Por outro lado, Rollemberg *et al.* (2020b) obtiveram 48 mgTRY/gSSV quando o sistema LGA era alimentado com esgoto municipal, indicando o efeito do substrato na concentração de TRY no grânulo. Alguns autores acreditam que mais efluentes fermentáveis, por exemplo, águas residuárias de laticínios e similares, poderiam aumentar o TRY nos grânulos (Roager; Licht, 2018). A recuperação do triptofano do LGA é normalmente considerada desvantajosa devido à sua baixa concentração no EPS, assim como devido ao processo de extração e purificação que ainda não é bem consolidado.

5.4 Recuperação de alginato

Os alginatos são polímeros naturais que consistem em copolímeros lineares (não ramificados) e não repetitivos de ácido β -D-manurônicos e α -L-gulurônicos, que existem amplamente nas algas marrons. As substâncias semelhantes ao alginato (ALE) se configuram como um polímero estrutural importante, responsável por aproximadamente 15-25% da fração orgânica no LGA (Bahgat *et al.*, 2023; Felz *et al.*, 2016). Representam um bioproduto que pode ser extraído do LGA excedente e pode ser matéria-prima para aplicações em setores como indústrias químicas, de papel e têxteis.

Além disso, o bioproduto ALE pode ser aplicado na agricultura como matriz para a produção de

fertilizantes; como condicionador de solo para melhorar a retenção de água em ambientes semiáridos (Wang *et al.*, 2018); na indústria da construção para melhorar as características dos materiais de construção (por exemplo, resistência ao fogo), ou como um espessante para tintas. Algumas das possibilidades de recuperação de ALE em ETEs e possíveis aplicações na indústria química, petroquímica, construção civil etc., são apresentadas na Figura 5.

A recuperação de ALE de sistemas LGA é uma tendência. Como é sabido, os alginatos são produzidos a partir de algas marinhas, e a disponibilidade e os custos destas estão começando a ser uma preocupação dos produtores. Custos mais altos foram impulsionados por maior uso de energia, produtos químicos e algas marinhas, refletindo a escassez de algas (Bixler; Porse, 2011).

Rolleberg *et al.* (2020) e Schambeck *et al.* (2020), avaliando a presença de ALE em reatores piloto tratando esgoto municipal, obtiveram produção de ALE de 219 mgALE/gSSV e 236 mgALE/gSSV, respectivamente. Em um teste de campo em Zutphen, na Holanda, foi demonstrado que 18 kg

de bio-ALE podem ser produzidos a partir de 80 kg de lodo granular de Nereda®, ou seja, 22,5% de recuperação de bio-ALE (van Leeuwen *et al.*, 2018). Este resultado embasa o valor de 23% de recuperação de bio-ALE obtido em um RBS cultivando LGA em escala piloto ao tratar de águas residuárias municipais (Rolleberg *et al.*, 2020).

Em dezembro de 2020, uma segunda fábrica iniciou a operação em Epe, na Holanda. Ambas as fábricas podem produzir até 500 toneladas de Kaumera anualmente. O termo “Kaumera” também é usado para representar os diferentes biopolímeros (incluindo ALE) que podem ser extraídos do LGA originado do processo de tratamento de águas residuárias de Nereda®. Assim, dependendo das características do grânulo e do EPS, um biopolímero diferente para uma aplicação comercial específica pode ser muito mais interessante de ser produzido (Royal HaskoningDHV, 2023). A produção holandesa total é estimada em 85.000 ton/ano a partir de 2030. O preço de mercado depende da qualidade e da aplicação subsequente. Atualmente, o valor total no mercado holandês é estimado em € 170 milhões por ano a partir de 2030 (Leeuwen *et al.*, 2018).

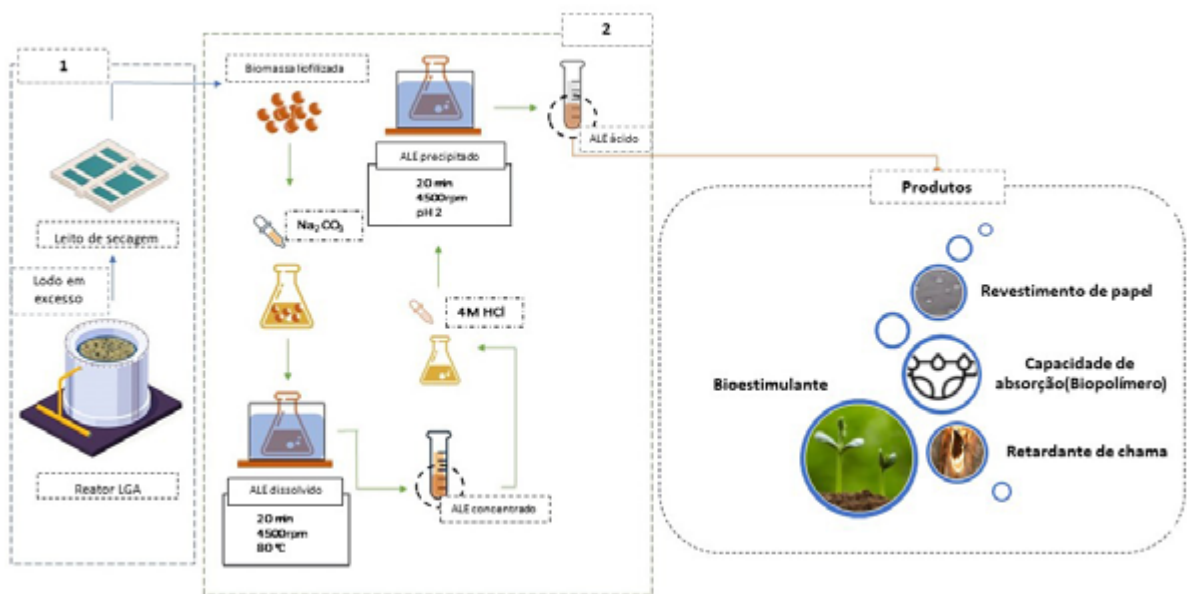


Figura 5 – Possibilidades de recuperação de ALE em ETEs e possíveis aplicações.

5.5 Recuperação de PHA

O plástico verde ou bioplástico vem ganhando interesse comercial devido à sua produção a partir de fontes renováveis e propriedades de biodegradabilidade e biocompatibilidade (Fernandez-Dacosta *et al.*, 2015). Dentre eles, os polihidroxicanoatos (PHAs) formam um grupo de biopoliésteres com propriedades mecânicas semelhantes aos termoplásticos, como o polietileno e o polipropileno.

O PHA pode atingir 40-70% do peso celular seco (PCS) nos grânulos, em gPHA/gSSV, mostrando a alta capacidade da biomassa granular aeróbia de armazenar esse componente (Wang *et al.*, 2017a). Em termos de rendimento volumétrico, a quantidade de PHA produzida no LGA, devido à alta densidade, é maior do que o lodo ativado. Por exemplo, Waller *et al.* (2012) obtiveram 0,22 gPHA/gSSV em lodo ativado, com rendimento de 39% de PCS. Por outro lado, Gobi e Vadivelu (2015) obtiveram 0,66 gPHA/gSSV e um rendimento de 68% de PCS em lodo granular aeróbio.

A produção de PHA pode ser associada a uma ETE projetada para remover matéria orgânica e nutrientes. Por exemplo, Morgan-Sagastume *et al.* (2015), em um RBS em escala piloto, integraram uma etapa de enriquecimento para a produção de PHA por meio da aplicação de alimentação dinâmica aeróbia com esgoto municipal. O reator foi alimentado com afluente filtrado por fluxo de pistão (afluente: 290-570 mgDQO/L, 35-60 mgN/L e 4,3-7,6 mgP/L) operado sob condição *feast-famine* aeróbia com alta carga orgânica (COVs = $3,0 \pm 0,8$ gDQO/L dia) e tempo de retenção hidráulica (TDH) curto (~ 3 h). O ciclo consistiu em alimentação (aeração e mistura: 10 min), reação (aeração e mistura: 15 min), sedimentação (25 min) e descarga de efluente (10 min), e posterior reação (aeração e mistura: 45 min). O sistema obteve eficiência de remoção de 70% de DQO, 24% de nitrogênio e 46% de fós-

foro. Além disso, os grânulos tiveram em média 0,14 gPHA/gSSV.

Nesse processo de recuperação de PHA, destaca-se o projeto PHARIO, na Holanda, cujo objetivo é produzir o PHA a partir do esgoto. É um processo que adapta as ETES existentes para recuperação do PHA no lodo ativado. Ele assume que a maior parte das plantas são capazes de produzir biomassa com alto potencial de acúmulo de PHA e funciona da seguinte forma: o fermentador, que já contém ácidos graxos voláteis (AGVs) como fonte de carbono e energia, é alimentado com lodo primário da ETE; o reator de acúmulo é alimentado com excesso de lodo ativado, produzindo uma biomassa rica em PHA; a biomassa é acidificada e depois seca; o PHA é extraído utilizando solventes como butanol; o solvente é reutilizado e o material residual incinerado. Esse estudo analisou 15 plantas na Holanda, apontando um potencial de 25.000 tonPHA/ano, sendo o limite de 0,4 gPHA/gSSV para viabilidade econômica (Carvalho *et al.*, 2021; PHARIO, 2020).

6 CONCLUSÃO

Este artigo analisou a possibilidade de utilizar uma ETE de tecnologia LGA como biorrefinaria por meio da recuperação de recursos como água, nutrientes e bioprodutos, também analisando aspectos de engenharia e viabilidade econômica. Levando em consideração os fatores citados, além do conhecimento na aplicação e tecnologias existentes, deve-se priorizar o reúso do efluente tratado, seguido dos nutrientes, energia e por fim os biomateriais. Adicionalmente, o reaproveitamento de recursos evita o uso de matérias-primas em escassez, reduz o uso das existentes, além de contribuir para reduzir os custos de operação (OPEX) das ETES. Por fim, estudos de viabilidade permitem combinar a recuperação de diversos recursos de modo a se obter o melhor custo-benefício.

7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) no âmbito do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis, processo 400324/2022-9), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e da Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap, processo PS1-0186-00304.01.00/21).

8 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização e Redação: Barros AN, Rollemberg SLS; **Orientação e Redação:** Santos AB

9 REFERÊNCIAS

- AHMAD, A. *et al.* Preparation and characterization of activated carbons derived from bio-solid: a review. **Desalination and Water Treatment**, Abingdon, v. 52, n. 25-27, p. 4848-4862, 2014 <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.808797>
- ALI, M. *et al.* Importance of species sorting and immigration on the bacterial assembly of different-sized aggregates in a full-scale aerobic granular sludge plant. **Environmental Science & Technology**, Washington DC, v. 53, n. 14, p. 8291-8301, 2019 <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07303>
- AMORIM, C. L. *et al.* Treatment of a simulated wastewater amended with a chiral pharmaceutical mixture by an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Amsterdam, v. 115, p. 277-285, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.009>
- ANGELA, M. *et al.* Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process. **Water research**, Amsterdam, v. 45, n. 12, p. 3776-3786, 2011 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.031>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BIOGÁS. **O potencial brasileiro de biogás**. Brasil, 2020, p. 28. Disponível em: https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2020/11/NOTA-TECNICA_POTENCIAL_ABIOGAS.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021
- ADAM, C. *et al.* Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. **Waste management**, Amsterdam, v. 29, n.3, p. 1122-1128, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.011>
- BAHGAT, N. T. *et al.* Integrated resource recovery from aerobic granular sludge plants. **Water Research**, Amsterdam, v. 234, 119819, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119819>
- BARRIOS-HERNÁNDEZ, M. L. *et al.* Removal of bacterial and viral indicator organisms in full-scale aerobic granular sludge and conventional activated sludge systems. **Water Research X**, Amsterdam, v. 6, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100040>
- BENGTTSSON, S. *et al.* Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, Abingdon, v. 48, n. 2, p. 119-166, 2018. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>
- BERNAT, K. *et al.* Physicochemical properties and biogas productivity of aerobic granular sludge and activated sludge. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 117, p. 43-51, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.002>
- BIXLER, H. J.; PORSE, H. A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. **Journal of applied Phycology**, New York, v. 23, n. 3, p. 321-335, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10811-010-9529-3>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Disponível em: conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 11 out. 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Define Critérios e Procedimentos Para Produção e Aplicação de Biossólido em Solos, e Dá Outras Providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>. Acesso em: 11 out. 2021.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 503, de 14 de dezembro de 2021. Define critérios e procedimentos para reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. **Diário Oficial da União**, Brasília, Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-conama-n-503-de-14-de-dezembro-de-2021-367783680>. Acesso em: 28 dez. 2021.
- CARVALHO, C. A. *et al.* Resource recovery in aerobic granular sludge systems: is it feasible or still a long way to go? **Chemosphere**, Amsterdam, v. 274, 129881, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129881>

- DALL'AGNOL, P. *et al.* A comparative study of phosphorus removal using biopolymer from aerobic granular sludge: A factorial experimental evaluation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 8, n. 2, 103541 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103541>
- DAUMER, M. L. *et al.* Relevance of a perchloric acid extraction scheme to determine mineral and organic phosphorus in swine slurry. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 5, p. 1319-1324. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.040>
- DE KREUK, M. K.. **Aerobic granular sludge**. London: IWA Publishing, 2005.
- DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. **Journal of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 132, n. 6, p. 694-697, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:6\(694\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:6(694))
- DEL RIO, A. V. *et al.* Anaerobic digestion of aerobic granular biomass: effects of thermal pre-treatment and addition of primary sludge. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, Hoboken, v. 89, n. 5, p. 690-697, 2013 <https://doi.org/10.1002/jctb.4171>
- FELZ, S. *et al.* Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. **Journal of Visualized Experiments**, [s.l.] v. 115, 54534, 2016. <https://doi.org/10.3791%2F54534>
- FERNÁNDEZ-DACOSTA, C. *et al.* Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater: Techno-economic analysis and ex-ante environmental assessment. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 185, p. 368-377, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.025>
- FRANCA, R. D. G. *et al.* Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, Amsterdam, v. 36, n. 1, p. 228-246, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005>
- GAO, J. *et al.* Biosorption of acid yellow 17 from aqueous solution by non-living aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 174, n. 1-3, p. 215-225, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.039>
- GIESEN, A.; *et al.* Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice & Technology**, London, v. 8, n. 1, p. 47-54, 2013 <https://doi.org/10.2166/wpt.2013.007>
- GOBI, K.; VADIVELU, V. M. Dynamics of polyhydroxyalkanoate accumulation in aerobic granules during the growth-disintegration cycle. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 196, p. 731-735, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.083>
- GUO, H. *et al.* Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. **Water research**, Amsterdam, v. 173, 115617, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115617>
- GUTNICK, D. L.; BACH, H. Engineering bacterial biopolymers for the biosorption of heavy metals; new products and novel formulations. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 54, n. 4, p. 451-460, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002530000438>
- HE, Q. *et al.* Enhanced simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 382, 121043, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121043>
- KARAKAS, I. *et al.* Resource recovery from an aerobic granular sludge process treating domestic wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdam, v. 34, 101148, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101148>
- KONG, Q. *et al.* Characterization of the extracellular polymeric substances and microbial community of aerobic granulation sludge exposed to cefalexin. **International Biodeterioration Biodegradation**, Amsterdam, v. 102, p. 375-382, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.020>
- LEEUWEN, K. Van *et al.* The Energy & Raw Materials Factory: Role and Potential Contribution to the Circular Economy of the Netherlands. **Environmental Management**, New York, v. 61, n. 5, p. 786-795, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-0995-8>
- LEMA, J. M., SUAREZ, S. **Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, economy, and environment**. London: IWA publishing, 2017. <https://doi.org/10.2166/9781780407876>
- LEMAIRE, R. **Development and fundamental investigations of innovative technologies for biological nutrient removal from abattoir wastewater**. Thesis (PhD in Engineering) – University of Queensland, Brisbane, Australia, 2007.
- LI, J. *et al.* Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. **BioMed Research International**, [s.l.], v. 2014, p. 1-12, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/268789>
- LI, J. *et al.* Accelerating aerobic sludge granulation by adding dry sewage sludge micropowder in sequencing batch reactors. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 12, p. 10056-10065, 2015. <https://doi.org/10.3390/ijerph120810056>
- LIN, Y. M. *et al.* Bacterial alginate role in aerobic granular bio-particles formation and settleability improvement. **Separation Science and Technology**, Abingdon, v. 43, n. 7, p. 1642-1652, 2008. <https://doi.org/10.1080/01496390801973805>
- LIU, Y. *et al.* A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Biotechnology Advance**,

- Amsterdam, v. 23, p. 335-344, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- LIU, Y. *et al.* Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation. **Enzyme and Microbial Technology**, Amsterdam, v. 34, n. 5, p. 371-379, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.12.009>
- LIU, Y. Q. *et al.* The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. **Applied Microbiology Biotechnology**, New York, v. 5, p. 143-148, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- LIU, Y. Q. *et al.* Formation, physical characteristics, and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, Amsterdam, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>
- LONG, B. *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 166, p. 57-63, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.039>
- LU, H.; WAN, J.; LI, J.; SHAO, H.; WU, Y. Periphytic biofilm: A buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 144, p. 2058-2064, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.129>
- METCALF, L. **Wastewater engineering: treatment and reuse** New York: Metcalf & Eddy, 2003.
- MORAES, N. W. S.; SANTOS, A. B.; Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 215, p. 40-55, 2017.
- MORGAN-SAGASTUME, F. *et al.* Integrated production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) with municipal wastewater and sludge treatment at pilot scale. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 181, p. 78-89, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.046>
- NANCHARIAH, Y. V. *et al.* Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 247, p. 1128-1143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- PEETERS, T. W. T.; LU, B. **Hybrid wastewater treatment**. Depositante: HaskoningDHV Nederland BV EP2834198A1. Depósito: 03 abril 2013. Concessão: 11 jan. 2017.
- PHARIO, 2020. Disponível em: <http://phario.eu/concept/>. Acesso em 10 fevereiro de 2023.
- PIJUAN, M. *et al.* Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. **Water Research**, Amsterdam, v. 45, n. 16, p. 5075-5083, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.009>
- PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, Amsterdam, v. 84, p. 207-217, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- RAHEEM, A. *et al.* Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 337, p. 616-641, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.149>
- ROAGER, H. M.; LICHT, T. R. Microbial tryptophan catabolites in health and disease. **Nature communications**, New York, v. 9, n. 1, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05470-4>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 270, p. 678-688, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity, and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 278, p. 195-204, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.071>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, p. 439-449, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190302>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 311, 123467, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123467>
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Evaluation of the production of alginate-like exopolysaccharides (ALE) and tryptophan in aerobic granular sludge systems. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, New York, v. 44, n. 2, p. 259-270, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00449-020-02439-w>
- SCHAMBECK, C. M. *et al.* Biopolymers recovery: dynamics and characterization of alginate-like exopolymers in an aerobic granular sludge system treating municipal wastewater without sludge inoculum. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 263, 110394, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110394>
- ŚWIĄT CZAK, P.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research**, New York, v. 25, n. 2, p. 1655-1669, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0615-9>

- THWAITES, B. J. *et al.* Comparing the performance of aerobic granular sludge versus conventional activated sludge for microbial log removal and effluent quality: Implications for water reuse. **Water Research**, Amsterdam, v. 145, p. 442–452, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.038>
- VAN DIJK, E. J. H. *et al.* Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. **Water Research**, Amsterdam, v. 147, p. 50–59, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.052>
- VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. Anticipating the next century of wastewater treatment. **Science**, Washington DC, v. 80, n. 344, p. 1452–1453, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1255183>
- VAN DE VELDEN, M. V. *et al.* The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC). **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 151, p. 96–102, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.056>
- VERSTRAETE, W.; VLAEMINCK, S. E. ZeroWasteWater: short cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, Abingdon, v. 18, n. 3, p. 253–264, 2011. <https://doi.org/10.1080/13504509.2011.570804>
- WALLER, J. L. *et al.* Mixed culture polyhydroxyalkanoate production from olive oil mill pomace. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 120, p. 285–289, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.024>
- WAN, C. L. *et al.* Saline storage of aerobic granules and subsequent reactivation. **Bioresources Technology**, Amsterdam, v. 172, p. 418–422, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.103>
- WANG, J. *et al.* Cultivation of aerobic granules for polyhydroxybutyrate production from wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 159, p. 442–445, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.029>
- WANG, L. L. *et al.* Synergy of N-(3-oxohexanoyl)-L-homoserine lactone and tryptophan-like outer extracellular substances in granular sludge dominated by aerobic ammonia-oxidizing bacteria. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 102, n. 24, p. 10779–10789, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9437-z>
- WANG, R. *et al.* Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 169, p. 307–312, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.040>
- WANG, S. *et al.* Adsorption of phosphorus by calcium-flour biochar: Isotherm, kinetic and transformation studies. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 195, p. 666–672, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.101>
- WANG, X. *et al.* The link of feast-phase dissolved oxygen (DO) with substrate competition and microbial selection in PHA production. **Water Research**, Amsterdam, v. 112, p. 269–278, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.064>
- YILMAZ, G. *et al.* Effectiveness of an alternating aerobic, anoxic/anaerobic strategy for maintaining biomass activity of BNR sludge during long-term starvation. **Water research**, Amsterdam, v. 41, n. 12, p. 2590–2598, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.011>
- YUAN, X. J. *et al.* Reactivation characteristics of stored aerobic granular sludge using different operational strategies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 94, p. 1365–1374, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3660-1>
- ZHANG, Z. *et al.* Understanding of aerobic sludge granulation enhanced by sludge retention time in the aspect of quorum sensing. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 272, p. 226–234, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.027>
- ZHANG, Z. *et al.* Stability of aerobic granular sludge under condition of low influent C/N ratio: Correlation of sludge property and functional microorganism. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 270, p. 391–399, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.045>
- ZHU, J. R. *et al.* Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 2013–2018, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00585-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00585-7)