

revista

DAE

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



243

Volume 72
janeiro 2024

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



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.

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



Missão

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

Histórico

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

Publicação

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

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Assistente Editorial

Biol. Mariana Garroux Montezuma

Conselho Editorial

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

Idiomas

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

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Rio Pinheiros.

Foto: Acervo Sabesp


ISSN (impressa) 0101-6040

ISSN (online) 2675-4959

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

Veja a revista eletrônica na internet:

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



Capa Rio Pinheiros. Foto: Acervo Sabesp

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- 6** Diagrama de Fluxo das Excretas como instrumento integrador da governança de ecossistemas de esgotamento sanitário aplicado à realidade brasileira
Shit Flow Diagram as an integrative tool of wastewater ecosystems governance applied to Brazilian reality
- 17** Aplicação do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR) em oito aterros sanitários da Paraíba
Application of the Waste Destination Quality Index (IQDR) in eight sanitary landfills in Paraíba - Brazil
- 30** Avaliação da viabilidade técnico-econômica da geração de bioenergia em reatores UASB tratando água residuária doméstica
Evaluation of the technical and economic feasibility of generating bioenergy in UASB reactors treating domestic wastewater
- 44** Estatística experimental aplicada para determinar o par ideal da dosagem de coagulante e nível do pH de coagulação para tratamento de água de abastecimento público
Experimental statistics applied to determine the ideal combination of coagulant dosage and pH level for urban water supply
- 55** Recuperação de potássio em águas residuárias: uma revisão crítica da literatura
Potassium recovery in wastewater: a critical review of the literature
- 78** Proposta de medidas de controle na drenagem urbana do bairro Santa Cecília, em Cajazeiras - PB
Proposed control measures in the urban drainage of the bairro Santa Cecília, in Cajazeiras - PB
- 90** Otimização do traçado de redes de esgoto via método PSO
Optimization of the layout of sewage networks via PSO method
- 101** Utilização de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para seleção de áreas para pontos de descarte de Resíduos de Construção e Demolição (RCD): estudo de caso no município do Cabo de Santo Agostinho/PE.
Development of a Geographic Information System (GIS) for selection of areas for disposal points for Construction Waste (RCD): case study in the municipality of Cabo de Santo Agostinho/PE
- 118** Plano Nacional de Segurança Hídrica na perspectiva da Avaliação Ambiental Estratégica
National Water Security Plan under the Strategic Environmental Assessment
- 134** Análise da presença de metais pesados da área do antigo lixão do Timbuba/Pau-Deitado em São José de Ribamar/MA
Analysis of the presence of heavy metals in the area of the former dumping ground of Timbuba/Pau-Deitado in São José de Ribamar/MA
- 147** Avaliação das obstruções de redes e ramais de esgoto no município de Jequié-BA
Evaluation of the obstruction of sewage networks and branches in the municipality of Jequié-BA
- 158** Índice de resiliência dos sistemas de abastecimento de água frente a Cenários de Seca
Resilience assessment index for water supply systems in the face of Drought Scenarios
- 169** Influência do emprego de retrolavagens no desempenho operacional da microfiltração aplicada ao tratamento de águas para abastecimento em escala piloto
Influence of the backwash on the operational performance of microfiltration applied to water treatment on a pilot scale
- 181** Uma revisão sobre avaliação do ciclo de vida de sistemas voltados à produção de biogás a partir do uso de algas: desafios e perspectivas à sustentabilidade
A review on life cycle assessment of systems focused on biogas production from the use of algae: challenges and perspectives to sustainability
- 205** Elaboração de procedimentos gerais para identificação e gerenciamento de riscos ocupacionais em estações de tratamento de efluentes
Elaboration of general procedures for identification and management of occupational risks in wastewater treatment plants
- 218** Avaliação da viabilidade de implantação de técnicas compensatórias em habitações de padrões socioeconômicos distintos
Viability evaluation of compensatory techniques implantation in different housing standards
- 232** Impacto da dinâmica de estratificação térmica sobre a qualidade de água em sistema em cascata - estudo de caso no semiárido brasileiro
Impact of thermal stratification dynamics on water quality in a cascade system - a case study in the Brazilian semiarid region

Diagrama de Fluxo das Excretas como instrumento integrador da governança de ecossistemas de esgotamento sanitário aplicado à realidade brasileira



Shit Flow Diagram as in integrative tool of wastewater ecosystems governance applied to Brazilian reality




- **Data de entrada:** 19/04/2022
- **Data de aprovação:** 03/01/2023

Alexandre Bach Trevisan^{1,2*} | Luciane Dusi Pereira¹ | Fabrício Jacques Vieira¹ | Rhamany Pivetta Karsten² | Pablo Heleno Sezerino¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.001>

ORCID ID

Trevisan AB  <https://orcid.org/0000-0001-7454-2206>
Pereira LD  <https://orcid.org/0000-0001-7552-1183>

Vieira FJ  <https://orcid.org/0000-0003-4902-9931>
Karsten RP  <https://orcid.org/0000-0002-2380-156X>
Sezerino PH  <https://orcid.org/0000-0002-2249-0878>

Resumo

O presente trabalho apresenta uma reflexão sobre utilização do diagrama de fluxo das excretas (SFD) sob o ponto de vista da governança aplicada aos sistemas de esgotamento sanitário. A utilização do SFD explicita conexões entre diferentes modais de esgotamento sanitário. Com o auxílio do SFD pode-se identificar que mesmo locais com elevados índices de cobertura podem carecer de serviços adequados em alguma etapa da cadeia de serviço. A ferramenta permite a comparação de diferentes modelos de esgotamento, resumindo a informação em um índice de gerenciamento seguro das excretas, considerando a coexistência de soluções, com e sem rede, evidenciando que o debate entre sistemas centralizados e descentralizados pode ser considerado obsoleto, já que na maioria dos casos se percebe a formação de um complexo ecossistema com diversos serviços ao longo da cadeia, englobando elementos estruturais e estruturantes.

Palavras-chave: Diagrama de fluxo de excretas. Governança do saneamento. Gerenciamento de lodo fecal.

Abstract

This paper brings up a reflection on the potential for use SFD as a governance tool applied to sanitation systems, over public governance viewpoint. The use of SFD tool explicit connections between different sanitation management models. With SFD support it is possible to identify, even in places with high collection and treatment indexes, the lack on the delivery of adequate services over complete sanitation chain. The tool allows the comparison between different sanitation models, summarizing the information into a safe managed sanitation index, considering the coexistence of sewerred and non-sewerred solutions, evidencing that the debate between centralized and decentralized systems could be considered outdated, given that, in most cases, it is noticed a complex ecosystem with several services associated on the sanitation service chain, considering infrastructure and management elements.

Keywords: Shit flow diagram. Sanitation governance. Fecal sludge management.

¹ Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC | GESAD) - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

² Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

* **Autor correspondente:** atrevisan@casan.com.br.

1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos, com o avançar da tecnologia e com as mudanças nas percepções e preocupações da população, os conceitos e entendimentos sobre esgotamento sanitário foram agregando ingredientes tecnológicos e sociais em resposta aos anseios da sociedade. Em sua análise, Rosenqvist et al. (2016) apontam uma evolução conceitual sobre o entendimento e a forma de expressar o saneamento, em uma breve narrativa histórica pautada na literatura técnica e política ao longo das últimas 5 décadas. Na avaliação dos autores, a evolução do setor se desenvolve pautada em um entrelace de perspectivas que foram migrando e se fundindo ao longo dos anos, chegando a um conceito atual que considera toda a cadeia associada ao serviço, indicando que, tanto quanto a infraestrutura disponível, a forma como os serviços são entregues deve ser considerada.

Para o Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB, o serviço de esgotamento sanitário é constituído por “atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte,

tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente” (Brasil, 2015). Complementarmente, o plano detalhou o entendimento de esgotamento adequado, com base em categorias levantadas pelo censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). Na visão do plano são identificados dois grupos de soluções, quais sejam: (i) as baseadas em rede e (ii) as restritas ao lote. Em ambos os modais também são explicitadas as situações consideradas adequadas ou as que representaram déficit de atendimento (Fig. 1). Essa conceituação se concentra na vertente estrutural, observando a presença ou não de determinadas infraestruturas, não avançando sobre as condições de gestão das mesmas. Classicamente, a gestão dos serviços de esgotamento sanitário tem sido delegada a instituições de diferentes naturezas, que se colocam como operadores de sistemas baseados em rede, em diversos portes, restando um lapso sobre a gestão dos sistemas no lote e do gerenciamento do lodo fecal (FSM - Fecal Sludge Management).



Figura 1 - Detalhamento das condições de Esgotamento Sanitário levantadas pelo censo do IBGE e sua categorização, segundo o PLANSAB.

Dada a necessidade de transportar o lodo, o FSM tem como personagem chave o operador do dispositivo de limpeza dos sistemas, usualmente representado pelos caminhões do tipo limpa-fossa. Na maioria dos casos o serviço transcor-

re fora de procedimentos regulatórios mínimos, gerando uma assimetria de avaliação entre os sistemas baseados em rede e os sistemas locais. Neste sentido, a Aliança para o Saneamento Sustentável (SUSANA - *Sustainable Sanitation*

Alliance) desenvolveu uma ferramenta que representa o fluxo quantitativo dos esgotos gerados, permeando diversas etapas da cadeia associada aos serviços de saneamento, até sua reintrodução na natureza, denominada Diagrama de Fluxo das Excretas (tradução dos autores para o termo SFD - *Shit Flow Diagram*). Pela ferramenta, é considerada adequada a solução que transpassa os diferentes elementos do serviço de esgotamento sanitário mesclando elementos estruturais e estruturantes. Nesta abordagem é possível, caso haja informações, incluir elementos relacionados à gestão ao indicador de adequação, e apresentar ao final os quantitativos de esgotos gerenciados de maneira segura.

Nesse contexto, o presente trabalho apresenta uma reflexão sobre as potencialidades da utilização do SFD na realidade do Brasil, sob o ponto de vista da governança pública aplicada aos sistemas de esgotamento sanitário.

2 METODOLOGIA

No processo de implementação da linha de pesquisa em gestão de esgotamento sanitário do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC–, foi realizada ampla consulta ao arcabouço legal brasileiro em relação ao esgotamento sanitário. Nessa etapa, as leis, decretos, resoluções e demais instrumentos legais foram interpretados pelos pesquisadores em um processo de discussões de base, buscando alinhar os entendimentos e ajustar as terminologias que seriam trabalhadas pelo grupo em suas diversas atividades. As ações identificadas nessa primeira análise como sendo referentes à gestão de esgotamento sanitário foram sistematizadas e relacionadas com o conceito de governança pública, tendo como base o Decreto 9203/2017 (BRASIL, 2017) (Fig. 2). Com essa base conceitual formada, foram realizadas buscas nas plataformas

oficiais de literatura relacionada ao tema, como planos e programas de esgotamento sanitário, buscando a compatibilização das ações elencadas nesses documentos oficiais aos conceitos extraídos da leitura sobre a governança pública a esses sistemas. Paralelamente, foram desenvolvidas buscas em bases de dados de saneamento de documentos que apresentassem alguma forma de diagnóstico, preferencialmente em estudos produzidos por entidades públicas e privadas do Brasil e do mundo, como a Agência Nacional de Águas, a Aliança pelo Saneamento Sustentável, a Federação dos Municípios de Santa Catarina, o Programa Nacional de Saneamento Rural e o censo nacional.

As experiências internacionais de gestão de sistemas, em especial os sem a utilização de rede coletora de esgotos, foram buscadas nas bases de dados científicas, em artigos e publicações com as palavras-chave FSM - *fecal* (ou *faecal*) *sludge management* e SFD - *shit flow diagram* (ou *fecal waste flow diagram*). Inicialmente, os títulos foram avaliados para refinar a busca de forma a remover dos resultados os artigos focados em tecnologias de tratamento ou de reaproveitamento do lodo tratado, buscando os documentos que abordassem o gerenciamento das excretas ao longo de toda a cadeia, independentemente das tecnologias utilizadas. Os artigos que passavam nessa etapa tinham os resumos considerados, sendo posteriormente selecionados os trabalhos que fizessem referência à metodologia SFD promovida pela SUSANA, preferencialmente aos estudos de caso. A compatibilização dos assuntos foi realizada em oficina promovida com os pesquisadores do GESAD/UFSC com a utilização de técnicas de *design thinking* adaptadas e descritas por Trevisan (2023).

A base conceitual do SFD foi originalmente desenvolvida com base no trabalho realizado pelo Banco Mundial no âmbito do Programa para Água e Saneamento - WSP, entre os anos de

2012 e 2013, que analisou inicialmente o gerenciamento de esgoto em 12 cidades de países considerados em desenvolvimento. A partir desses primeiros trabalhos, um grupo composto por instituições que atuam no campo do gerenciamento de esgotos desenvolveu o projeto denominado de Iniciativa de Promoção do SFD (SUSANA, 2020). Como apresentado por Peal et al. (2014), o diagrama compila as informações coletadas, destacando os gargalos para o gerenciamento de esgotos na região de estudo, ao fornecer uma visão clara e instantânea da atuação da gestão referente aos esgotos. Os fluxos são estimados com base nas populações atendidas em cada categoria de serviço e nas informações referentes ao gerenciamento da cadeia de serviços associada. De forma a promover o impacto visual da ferramenta, é trazida a linguagem semafórica utilizando vermelho como indicativo de uma gestão inadequada, e o verde, de uma gestão segura. Para apresentar sentido de proporcionalidade, a largura das barras representa os quantitativos de esgoto que permeiam as etapas da cadeia de serviços, desde a contenção até o tratamento e disposição final.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Instrumentos de Governança

A Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico (BRASIL, 2007), traz nos seus princípios a universalização dos serviços, de modo que todos tenham acesso a coleta e tratamento adequado do esgoto, a integralidade da prestação desses serviços à população, de forma adequada à saúde pública e à proteção do meio ambiente, e a utilização de tecnologias apropriadas. Para efetivação da Política Nacional de Saneamento - PNS, a referida lei determinou a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB, com os objetivos e metas nacionais e regionais para

universalização dos serviços de saneamento. A lei também estabelece a concepção dos planos regionais de saneamento básico, que devem ser elaborados e executados pelos outros entes federativos e define que o titular dos serviços de saneamento deve elaborar os planos municipais de saneamento (PMSB), sendo estes a referência para o desenvolvimento das ações em cada cidade, estabelecendo suas diretrizes e metas. Nessa lógica, o arcabouço legal desenvolvido no Brasil tornou os Planos de Saneamento, em suas diferentes esferas, o principal instrumento de governança, no quesito estratégia, direcionada ao planejamento do setor.

Para garantir alinhamento dos PMSB, a Fundação Nacional de Saúde - FUNASA desenvolveu um termo de referência para a elaboração desses documentos. Nessa orientação, a fundação aponta que devem ser estabelecidos mecanismos e procedimentos que garantam efetiva participação da sociedade, dentre os quais: (i) diagnósticos setoriais para todo o território do município, incluindo áreas urbanas e rurais; (ii) proposta de intervenções com base na análise de diferentes cenários e estabelecimento de prioridades; (iii) definição dos objetivos e metas em diferentes horizontes de prazo; (iv) definição de ações para atingir os objetivos e metas com programação física-financeira-institucional da implantação das intervenções definidas; (v) a programação de revisão e atualização do plano (BRASIL, 2012).

A complexidade e a diversidade de ações a serem acompanhadas para que os objetivos dos planos sejam alcançados, fazem emergir a necessidade de instrumentos de controle que garantam a execução ordenada, eficiente e eficaz das atividades. Nesse sentido, emergem os Indicadores de Saneamento, como instrumentos de governança para atuar no controle das ações dos planos. O termo indicador é utilizado para informações obtidas pelo cruzamento de pelo menos duas variáveis, sendo seu principal papel

a transformação de dados em informações mais relevantes, de forma a serem apresentadas aos interessados de maneira mais simplificada, por meio de um arranjo que permita uma visão sintetizada destas.

O Programa de Monitoramento Conjunto para Água e Saneamento - JMP (*Joint Monitoring Programme For Water Supply, Sanitation And Hygiene*), desenvolvido pela Organização Mundial de Saúde - OMS/UNICEF, é o mecanismo oficial da Organização das Nações Unidas - ONU para supervisionar o progresso das metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS relacionadas ao acesso universal à água potável, higiene e esgotamento sanitário. Devido à ampla base de dados globais que o programa reúne, tornou-se a principal fonte para estimar o progresso ao atendimento das metas da ODS, por meio de um total de 26 indicadores, apresentado os resultados em nível nacional, regional e global (ONU; OMS, 2017).

Para a avaliação e monitoramento dos indicadores dos serviços de esgotamento, o programa adota em sua metodologia uma série de conceitos e terminologias relacionados aos serviços de saneamento e suas instalações. O JMP infere que serviços de esgotamento sanitário são compostos por diversas etapas, desde o gerenciamento do esgoto por meio das instalações utilizadas pelos indivíduos, compreendendo também o esvaziamento da edificação e seu transporte para o tratamento e destinação final ou reúso. O conceito de instalações sanitárias aprimoradas (*improved sanitation*) também é utilizado, sendo definido como as instalações projetadas para separar de maneira segura e higiênica o esgoto do contato humano, incluindo a descarga e a interligação com o sistema de rede de esgoto dos sistemas coletivos ou, então, com os sistemas individuais, como os tanques sépticos, onde estão incluídos também os banheiros secos (JMP, 2020).

No Brasil, a PNS também institui o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico - SINISA, que tem como objetivos coletar, sistematizar e disponibilizar, por meio da internet, dados relativos às condições da prestação dos serviços públicos de saneamento básico, bem como tratar esses dados para permitir a avaliação da eficiência dos serviços. A implementação do SINISA vem complementar o atual Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. O SNIS calcula 84 indicadores relacionados aos serviços de prestação de água e esgoto e apresenta informações de 72,7% do total de municípios, onde residem 164,1 milhões de pessoas, representando 92,9% da população urbana do Brasil (BRASIL, 2020). Conforme apontam Pereira et al. (2020) os dados do SNIS são gerados de forma autodeclarada, por meio de dois tipos de formulários, quais sejam: completos e simplificados. Os formulários completos são informados por operadoras institucionalizadas, e o questionário simplificado é respondido pela prefeitura, pois se refere às situações em que não há prestadora responsável pelo esgotamento sanitário, sendo a origem dos números mais imprecisa e difícil de ser auditada.

Algumas outras iniciativas para explicitar a situação do esgotamento sanitário foram desenvolvidas com o objetivo de complementar a abordagem do SNIS e contemplar a existência de soluções de esgotamento sanitário sem a utilização de redes, como o Atlas de Despoluição de Bacias Hidrográficas (Atlas Esgoto) da Agência Nacional de Águas - ANA (BRASIL, 2013), aplicado a zonas urbanas de todos os municípios do Brasil e algumas iniciativas locais, como o Índice de Sustentabilidade - IDMS, da Federação Catarinense de Municípios - FECAM, em Santa Catarina, que é baseado na Pesquisa Nacional de Amostras de Domicílios - PNAD. No cômputo do IDMS da FECAM, são considerados os dados referentes a três tipos de respostas da PNAD, quais sejam: (i) rede coletora de esgoto ou pluvial (sem entrar no mérito sobre a existência de tratamento); (ii) fos-

sa séptica ligada à rede coletora; (iii) fossa séptica não ligada à rede coletora. Os dados do Atlas Esgoto aplicáveis aos municípios sem prestadora oficializada e com população inferior a 50.000 habitantes foram obtidos com base no SNIS e em estudos do IBGE, apresentando grande similaridade em relação à metodologia empregada pela FECAM (FECAM, 2018). As diferenças na origem dos dados dos estudos que geram os principais diagnósticos refletem em discrepâncias nos resultados, sendo o principal desvio relacionado ao tratamento dado às soluções sem a utilização de rede. No Brasil, o reconhecimento por parte do PLANSAB de um conjunto de soluções consideradas adequadas, em situação com ou sem rede, não foi acompanhada pelos indicadores mais difundidos no país, expressos pelo SNIS, o que gera divergência entre o instrumento de planejamento (PLANSAB) e de controle (SNIS).

As iniciativas de instrumentos de controle da ANA e da FECAM acompanharam o entendimento do PLANSAB, reconhecendo as soluções no lote como integrantes do ecossistema de esgotamento sanitário a ser desenvolvido em seu

prognóstico, porém estes ficam focados nas condições estruturais, sem avançar nos componentes estruturantes que permeiam os sistemas no lote, já que a responsabilidade por esses sistemas fica difusa e carente de uma estrutura de governança institucionalizada e organizada.

Indicar qualquer condição de saneamento como adequada deve ser fruto de um processo que se proponha a verificar além das infraestruturas disponíveis e avance na identificação da governança dos serviços. O entendimento predominante ainda privilegia as soluções com rede; entretanto, a abordagem explicitada nos ODS abrange claramente os sistemas locais, desde que estes sejam assistidos por uma cadeia de serviços de gerenciamento de lodo fecal. Em um cenário atual, Cairns-Smith, Hill e Nazerenko (2014) estimam que mundialmente 2,7 bilhões de pessoas utilizam soluções sem rede, e a previsão para 2030 deverá ser de 4,9 bilhões, sendo, segundo Rao et al. (2016), um dos principais pilares para promoção de condições adequadas de saneamento, tanto as áreas rurais como as urbanas.

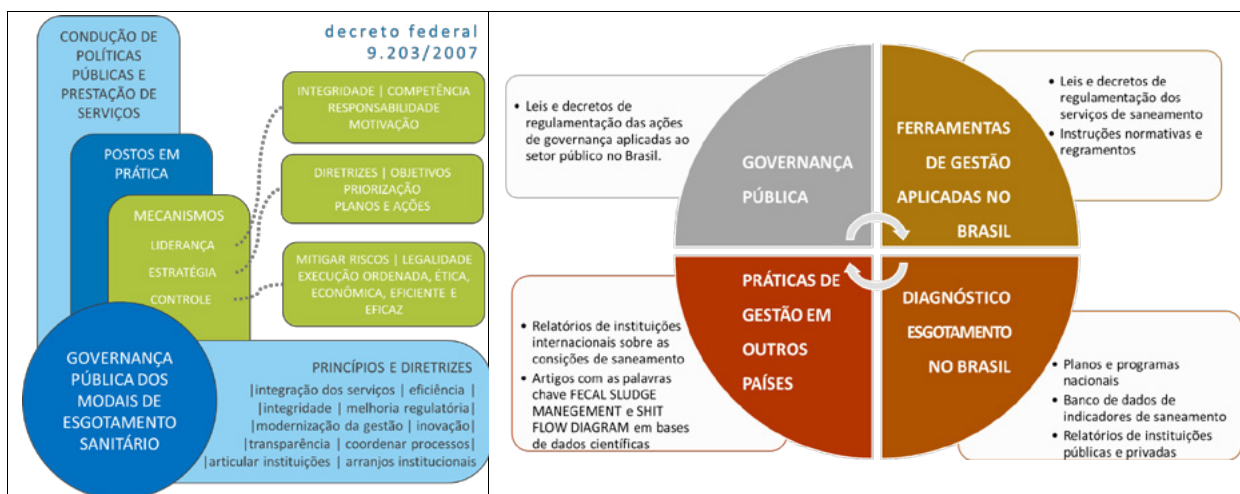


Figura 2 - Aplicação do conceito de Governança Pública integrada às temáticas do artigo (esquerda) e estrutura de revisão bibliográfica utilizada (direita).

3.2 A Ferramenta SFD

O *Shit Flow Diagram* - SFD consiste em uma ferramenta que se propõe a ser de fácil compreensão, de suporte à decisão, composta por um relatório e um gráfico que resumem, de forma padronizada, a situação do esgotamento sanitário, avaliando o gerenciamento da cadeia associada e o contexto da prestação desse serviço (SFD, 2018). O SFD discretiza a prestação do serviço em 5 etapas (retenção, esvaziamento, transporte, tratamento e disposição final), abrangendo sistemas com e sem rede de coleta. O SFD pode ser

produzido em 4 diferentes níveis, a depender da disponibilidade de dados e do esforço a ser empreendido para o levantamento dessas informações. Como resultado da promoção dessa ferramenta, 143 relatórios já foram revisados e publicados no site da iniciativa, e outros 30 estão sendo desenvolvidos no mundo, com aplicações em todos os continentes, porém com predominância na região da Ásia e Pacífico (Peal et al., 2020). Na Fig. 3 apresenta-se o gabarito conceitual da peça gráfica do SFD com as terminologias traduzidas pelos autores.

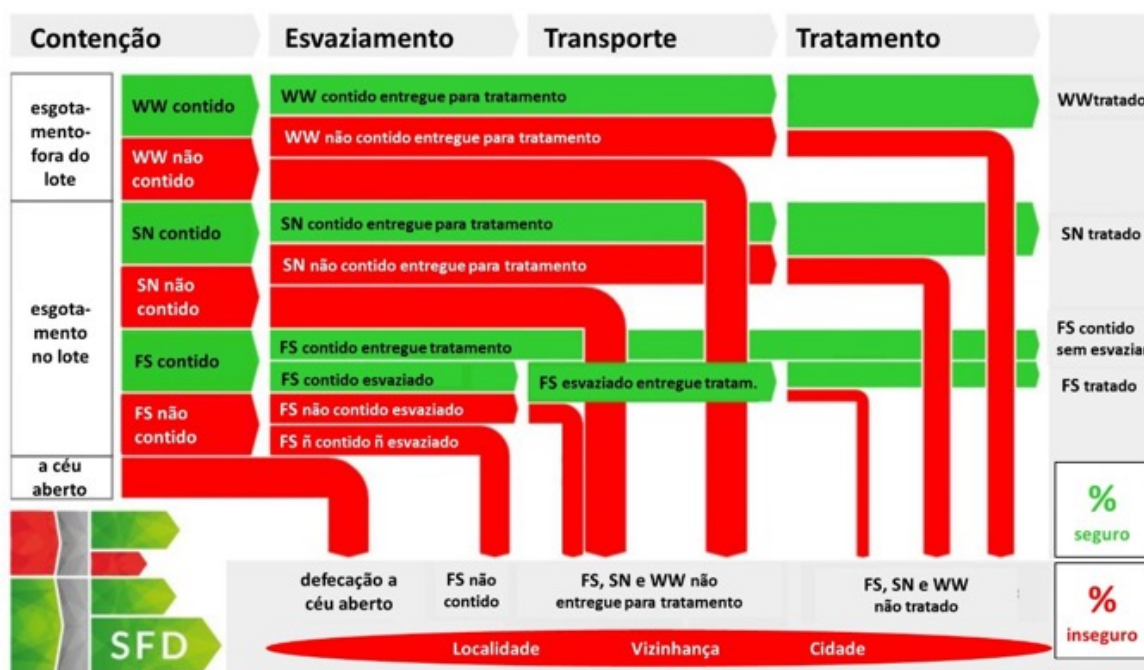


Figura 3 - Gabarito conceitual do SFD traduzido pelos autores.

Onde: WW - esgoto sanitário | FS - lodo de sistemas locais | SN - sobrenadante de sistemas locais (Adaptado de SFD, 2018).

No Brasil, a iniciativa registra dois relatórios, produzidos por empresa de consultoria e disponibilizado no sítio da internet da ferramenta, nas cidades de São Paulo e Manaus, utilizando como base de dados o Atlas de Despoluição de Bacias Hidrográficas (ANA, 2014), o Censo Demográfico (IBGE, 2010), o SNIS e a consulta aos Planos de Saneamento dos Municípios. Segundo Moura (2019), a

ferramenta permite ampliar os instrumentos de monitoramento da cadeia de serviços de saneamento, desde soluções locais ou coletivas já que evidencia, em cada etapa, as fragilidades existentes, permitindo o desenvolvimento de possíveis soluções para a cadeia de prestação de serviços.

No município de Florianópolis/SC, o SFD foi utilizado por Karsten (2020) como ferramenta de

verificação das diferenças na estrutura de esgotamento sanitário no município, de forma a avaliar a evolução da prestação dos serviços em diferentes cenários e divisões territoriais, além da íntegra do município, evidenciando as diferenças e servindo como uma ferramenta de registro da evolução das condições do esgotamento sanitário em determinado recorte temporal e espacial, sendo útil para auxiliar no processo de planejamento, em especial nas atividades de revisão dos planos de sa-

neamento previstos em lei (Fig. 4). Valerim (2021) também utilizou a ferramenta como instrumento de avaliação de programas que se propõem a verificar a efetividade das ligações na rede de coleta quando a mesma está disponível, bem como a situação da gestão dos sistemas locais, promovendo o estabelecimento de cenários de prestação de serviço compostos pela melhorias da cadeia de serviços e com a implantação dos planos de investimentos para ampliação da cobertura.

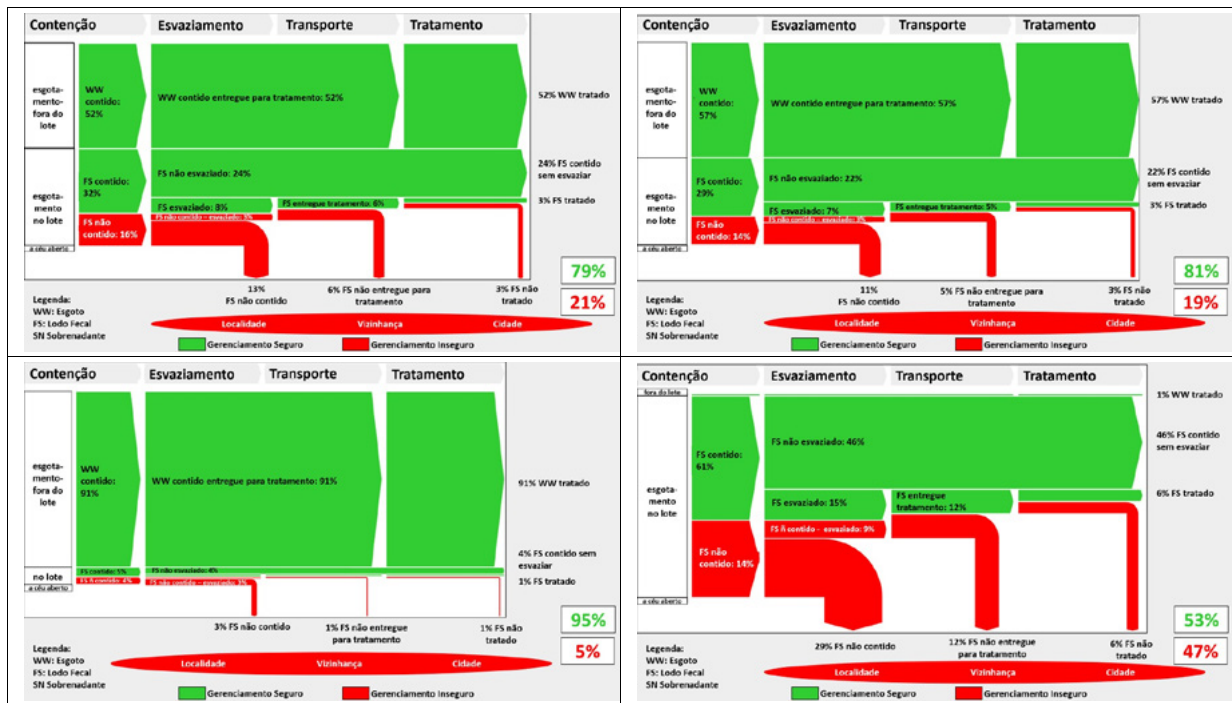


Figura 4 - Aplicação do SFD em diferentes cenários e recortes geográficos em Florianópolis/SC. Em sentido horário (i) cenário 2015 para toda cidade de Florianópolis; (ii) cenário 2025 para toda cidade de Florianópolis; (iii) cenário 2015 para região continental de Florianópolis; (iv) cenário 2015 para a região sul de Florianópolis.

4 CONCLUSÕES

No Brasil, o PLANSAB apresentou uma visão que identifica a necessidade de medidas nomeadas estruturais e estruturantes no escopo dos seus programas e implementação. Na aplicação dos conceitos do plano, “medidas estruturais compreendem os tradicionais investimentos em obras”, em geral grandes infraestruturas físicas.

Já as medidas estruturantes são as que “forne- cem suporte político e gerencial para a sustentabilidade da prestação de serviços”, ou seja, focam no aperfeiçoamento da gestão. Nesse sentido, os instrumentos que permitem a evolução da governança para as soluções de esgotamento sanitário podem ser enquadrados como integrantes do conjunto de medidas estruturantes e devem ser considerados tão relevantes quanto a execu-

ção de obras, em especial em localidades onde o volume de recursos para implantação de estruturas torna o sistema inviável sob a ótica financeira. Aprimorar ações estruturantes pode otimizar e reduzir a demanda imediata por recursos, direcionando os mesmos para as ações de maior impacto na cadeia de serviços de esgotamento.

A utilização do SFD explicita conexões entre diferentes realidades e modelos de gestão do esgotamento sanitário. Com o auxílio do diagrama de fluxo de excretas pode ser identificado que mesmo locais com elevados índices de cobertura com rede coletora e tratamento podem carecer de serviços adequados em alguma etapa da cadeia de serviço, como o excesso de ligações irregulares ou a falta de acompanhamento das atividades da cadeia de serviço de gerenciamento do lodo de sistemas estáticos. A ferramenta permite a comparação de diferentes modelos de esgotamento sanitário, resumindo a informação em um índice de gerenciamento seguro das excretas, considerando a coexistência de soluções com e sem a utilização de rede coletora, evidenciando que o debate entre modelos centralizados e descentralizados pode ser considerado obsoleto, já que na maioria dos casos se percebe a formação de um complexo ecossistema com diversos serviços associados ao longo da cadeia. Essa visão está em consonância com Berendes, Sumer e Brown (2017), que reforçam o entendimento de que, tanto o gerenciamento dos sistemas com rede como o do lodo fecal de sistemas no lote serão o próximo paradigma do setor de esgotamento sanitário, para assegurar que os objetivos de desenvolvimento sustentável sejam atingidos e tragam benefícios a saúde e bem-estar.

Contemplar toda a cadeia associada ao esgotamento sanitário é um ponto positivo da incorporação do SFD aos instrumentos de governança no Brasil, que pode trazer importantes contribuições aos indicadores de prestação de

serviço, incorporando os diferentes modais ao ecossistema de esgotamento dos municípios, além de representar o conjunto da prestação do serviço nos diferentes compartimentos considerados pelo método, aliando, em um único indicador, aspectos estruturais e estruturantes.

Tão relevante quanto sua utilidade como apoio ao diagnóstico é a capacidade de comunicação do SFD, podendo este se converter em um instrumento de capacitação e de controle social previstos no termo de referência dos planos de saneamento desenvolvidos pela FUNASA e alinhados com as perspectivas internacionais sustentadas pelo ODS 6, uma vez que a ferramenta SFD apresenta de maneira visual o quantitativo de excretas gerenciadas de maneira segura, sendo considerada a mais adequada à solução que transpassa as diferentes etapas da cadeia de serviços de esgotamento. Essa abordagem também pode se converter em um importante instrumento de acompanhamento e controle dos planos de saneamento, auxiliando e orientando suas revisões periódicas e evidenciando com clareza os resultados dos objetivos, metas e ações explicitados nos planos.

A aplicação do SFD pode, ainda, trazer evolução aos mecanismos de informações sobre esgotamento sanitário, que hoje se concentram no SNIS e que abrangem preferencialmente operações reguladas por instrumentos contratuais únicos, que reforçam um entendimento monopolista da prestação do serviço. Essa visão alimenta o foco em elementos estruturais, privilegiando os sistemas com rede coletora. Para melhor utilização da ferramenta, um conjunto mais abrangente de informações deverá ser buscado e estendido a toda a cadeia, o que melhorará as etapas de diagnóstico dos planos, trazendo luz para as etapas geralmente negligenciadas e objetividade ao acompanhamento das ações de gerenciamento de sistemas em diferentes modais. A viabilidade de criação de

cenários de implantação das ações de esgotamento sanitário agrega à ferramenta a possibilidade de atuar como instrumento de mensuração do prognóstico, com base em premissas a serem convertidas em ações dos planos de esgotamento sanitário, permitindo a aferição dos seus resultados e ajuste de rumo no processo de revisão, fechando o ciclo do PDCA (*Plan, Do, Check, Act* - Planejar, Executar, Verificar, Agir), otimizando, assim, a alocação de recursos nas etapas mais críticas e promovendo maior retorno à sociedade.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Casan - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, Aris - Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento de Santa Catarina, Unisul - Universidade do Sul de Santa Catarina e Capes - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Contextualização: Trevisan AB, Pereira LD, Vieira FJ, Sezerino PH; **Metodologia:** Trevisan AB, Karsten RP; **Redação 1ª versão:** Trevisan AB, Pereira LD, Vieira FJ; **Redação revisão e edição:** Trevisan AB, Sezerino PH; **Supervisão:** Sezerino PH.

7 REFERÊNCIAS

BERENDES, D. M., SUMNER, T. A., BROWN, J. M. (2017). Safely Managed Sanitation for All Means Faecal Sludge Management for at Least 1.8 billion People in Low- and Middle-Income Countries. *Environmental Science and Technology*, 51(5), 3074–3083. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06019>

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. 92 p.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007: Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Brasília, SC, Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm. Acesso em: 16 mar. 2022.

BRASIL. MDR. **Ministério do Desenvolvimento Regional. Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB, mais saúde, qualidade de vida e cidadania**. 14 jan. 2015. Disponível em: <https://www.mdr.gov.br/saneamento/plansab/apresentacao>. Acesso em: 02 jun. 2020.

BRASIL. **Decreto nº 9203, de 22 de novembro de 2017: Dispõe sobre a política de governança da administração pública federal direta, autárquica e fundacional**. Brasília. 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D9203.htm. Acesso em: 31 mai. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. Brasília : FUNASA, 2019. 260 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde. Procedimentos relativos ao convênio de cooperação técnica e financeira da Fundação Nacional de Saúde – Funasa/MS**. (2012).

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento SNS. Ministério do Desenvolvimento Regional MDR. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS: Série Histórica**. 2019. Disponível em: <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 13 jul. 2021.

CAIRNS-SMITH, S.; HILL, H.; NAZARENKO, E. **Urban sanitation: Why a portfolio of solutions is needed. Working Paper**. The Boston Consulting Group. 2017. Disponível em: https://image-rc.bcg.com/Images/December_2014_Sanitation_WORKING_PAPER_FINAL_tcm9-79574.pdf Acesso: 01 jun. 2021.

FECAM. Federação Catarinense de Municípios. **Índice de Desenvolvimento Municipal Sustentável: Metodologia de Cálculo**. Florianópolis, 2018. Disponível em: https://static.fecam.net.br/uploads/28/arquivos/1261308_Metodologia_2018.pdf. Acesso em: 23 set. 2020.

FOUNDATION, M. G. (2016). **Landscape and Business Analysis for FSM Emptying and Transportation in Africa and Asia** (July). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3591.8803>

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico, 2010**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/pt/inicio.html>. Acesso em: 20 set. 2020.

JMP. **JMP methodology: 2017 update & sdg baselines**. 2018. Disponível em: <https://washdata.org/how-we-work/about-jmp>. Acesso em: 23 set. 2020.

JMP. **Monitoring Sanitation**. Disponível em: <https://washdata.org/monitoring/sanitation>. Acesso em: 23 set. 2020.

KARSTEN, R P. (2020). **Avaliação da ferramenta SFD como suporte ao gerenciamento do esgotamento sanitário: Estudo**

de caso no município de Florianópolis/SC. 95p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2020.

MOURA, A. E. De (2020). **Avaliação do Diagrama de Fluxo de Esgoto baseado em um estudo de caso realizado na Zona Leste do município de São Paulo.** 2019. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6139/tde-24102019-105148/publico/MouraAE_MTR_R.pdf. Acesso em: 06 jun. 2020.

ONU; OMS. (2017). **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene.** WHO, 1–66. <https://doi.org/10.1111/tmi.12329>

PEAL, A., EVANS, B., BLACKETT, I., HAWKINS, P., HEYMANS, C. (2014). Fecal sludge management (FSM): Analytical tools for assessing FSM in cities. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, 4(3), 371–383. <https://doi.org/10.2166/washdev.2014.139>

PEAL, A., EVANS, B., AHILAN, S., BAN, R., BLACKETT, I., HAWKINS, P., VESES, O. (2020). Estimating Safely Managed Sanitation in Urban Areas; Lessons Learned from a Global Implementation of Excreta-Flow Diagrams. **Frontiers in Environmental Science**, 8(January), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00001>

PEREIRA, L. D., TREVISAN, A. B., VIEIRA, F. J., PELISSARI, C., SEZERINO, P. H. 2020. Uma análise sobre o a gestão do esgotamento sanitário no Brasil. **Ignis**. Caçador. v.9. n.1. 24-466.

RAO, K. C., VELIDANDLA, S., SCOTT, C. L., DRECHSEL, P. (2020). Business models for faecal sludge management in India. **Resource Recovery and Reuse** (Vol. 2020). <https://doi.org/10.5337/2020.209>

ROSENQVIST, T., MITCHELL, C., WILLETTS, J. (2016). A short history of how we think and talk about sanitation services and why it matters. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, 6(2), 298–312. <https://doi.org/10.2166/washdev.2016.118>

ROSS, I., SCOTT, R., BLACKETT, I. C., HAWKINS, P. M. (2016). **Faecal sludge management: diagnostics for service delivery in urban areas - summary report.** Water and sanitation program technical paper; Water and sanitation program (WSP). Retrieved from <http://documents.worldbank.org/curated/en/909691468338135561/Faecal-sludge-management-diagnostics-for-service-delivery-in-urban-areas-summary-report>

SFD Promotion Initiative. (2018). **SFD Manual - Volume 1 and 2.** Version 2.0 Last updated: April 2018. 1&2(April 2018), 1–117. Retrieved from <https://sfd.susana.org/manual/epaper/ausgabe.pdf>

SUSANA. Sustainable Sanitation Alliance. **The Story Behind the SFDs.** Disponível em: <https://sfd.susana.org/about/the-story-behind>. Acesso em: 09 mai. 2020.

TREVISAN, Alexandre Bach. **Instrumentos para estruturação da governança dos sistemas de esgoto no lote como requisito para a universalização.** 2023. 128p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2023.

VALERIM, A. E. (2021). **Aplicação da ferramenta Diagrama de Fluxo de Esgotos para avaliação do gerenciamento do esgotamento sanitário da região de Ingleses do Rio Vermelho – Florianópolis/SC.** 85p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2021.

Aplicação do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR) em oito aterros sanitários da Paraíba



Application of the Waste Destination Quality Index (IQDR) in eight sanitary landfills in Paraíba - Brazil




- **Data de entrada:** 06/01/2023
- **Data de aprovação:** 14/01/2023

Maria Aliny Souza Silva^{1*} | Elba Magda de Souza Vieira¹ | Rafaella de Moura Medeiros² | Aline Carolina da Silva³ | Maria Josicleide Felipe Guedes⁴

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.002>

ORCID ID

Silva MAS  <https://orcid.org/0000-0002-1656-8165>
Vieira EMS  <https://orcid.org/0000-0003-4907-0176>

Medeiros RM  <https://orcid.org/0000-0002-5712-785X>
Silva AC  <https://orcid.org/0000-0002-7606-9819>
Guedes MJF  <https://orcid.org/0000-0002-1028-1040>

Resumo

A destinação inadequada de resíduos sólidos causa a degradação ambiental e comprometimento dos recursos naturais. Os aterros sanitários são instalações adequadas para destinação final dos rejeitos, porém devem ser avaliados continuamente quanto ao seu desempenho ambiental. O presente estudo tem como objetivo avaliar oito aterros sanitários que atendem, em conjunto, a quase 70% dos municípios paraibanos, a partir da metodologia do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR). O índice avalia os aterros quanto a 3 aspectos: características locais, infraestrutura implantada e condições operacionais. Os resultados mostraram que, dos 8 aterros avaliados, apenas 13% são classificados como adequados, 25% como regulares e 63% como inadequados. Os aterros sanitários precisam de melhorias para estar de acordo com as recomendações da legislação e ser uma destinação final de resíduos sólidos urbanos ambientalmente segura.

Palavras-chave: Gestão de resíduos sólidos. Avaliação de aterros sanitários. Indicadores. IQDR.

Abstract

Inadequate waste disposal causes environmental degradation and compromise of natural resources. Sanitary landfills are adequate facilities for the final disposal of waste, but they must be continually evaluated for their environmental performance. The present study aims to evaluate eight sanitary landfills, which together serve almost 70% of the municipalities in Paraíba, based on the methodology of the Waste Destination Quality Index (IQDR). The index evaluates landfills in terms of 3 aspects: locational characteristics, implemented infrastructure and operating conditions. The results showed that of the 8 evaluated landfills, only 13% are classified as adequate, 25% as regular and 63% as inadequate. Sanitary landfills need improvements to be in accordance with the recommendations of the legislation and to be an environmentally safe disposal of waste.

Keywords: Solid waste management. Evaluation of sanitary landfills. Indicators. IQDR.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) - Recife - Pernambuco - Brasil.

³ Centro Universitário do Planalto Central Aparecido dos Santos (Uniceplac) - Brasília - Distrito Federal - Brasil.

⁴ Universidade Federal Rural do Semi-Árido (Ufersa) - Mossoró - Rio Grande do Norte - Brasil.

*Autora correspondente: maria.aliny18@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Gerir resíduos sólidos é um dos desafios da atualidade, e requer que o gestor público equacione aspectos de gestão, de estrutura e de possíveis fragilidades institucionais (MDR, 2021). Os municípios são os responsáveis pela gestão dos resíduos sólidos, os quais enfrentam muitas dificuldades, devido aos recursos financeiros reduzidos, falta de organização e complexidade da tarefa (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; BURNTLEY, 2007).

O gerenciamento dos resíduos sólidos abrange vários aspectos, desde seu acondicionamento, coleta, transporte, tratamento até sua destinação final, e a execução inadequada desses processos ocasiona inúmeros impactos ambientais negativos (SANTOS et al., 2022; GOUVEIA, 2012). Especificamente em relação à destinação final, quando inadequada, causa a degradação ambiental da paisagem urbana, dispersão de vetores causadores de doenças, além da contaminação e comprometimento dos recursos naturais (SIDDIQUA et al., 2022; NANDA; BERRUTI, 2021).

Cabe lembrar que, de acordo com a Lei Federal nº 12.305/2010, o aterro sanitário é a estrutura adequada para destinação final de rejeitos (BRASIL, 2010). Segundo informações do Diagnóstico temático do manejo de resíduos sólidos urbanos de 2020, o Brasil conta com 652 aterros sanitários que, juntos, receberam no período avaliado 48,19 milhões de toneladas (73,8% - relativo à massa total recebida nas unidades de destinação final brasileiras) dos RSU. O país conta ainda com 617 aterros controlados, que receberam 7,57 toneladas desses resíduos (11,6%); e 1.545 lixões, que acolheram 9,53 milhões de toneladas de RSU (14,6%) (MDR, 2021). No âmbito da Paraíba, de acordo com informações do TCE (2021), existem atualmente 17 aterros sanitários no estado, os quais atendem a 171 municípios, porém 51 municípios ainda dispõem seus resíduos em lixão.

O cenário apresentado ocorre, dentre outros motivos, por ausência do acompanhamento, monitoramento e controle das condições operacionais dos aterros sanitários, que se configuram como pontos cruciais para a eficiência das políticas públicas vigentes, contribuindo ainda para a minimização dos impactos ambientais provocados por essas unidades (CATAPRETA; SIMÕES, 2016).

Para tanto, o uso de indicadores, que são ferramentas utilizadas para acompanhar determinados processos no alcance de uma meta ou de um padrão mínimo de desempenho, permite que informações de caráter técnico e científico sejam analisadas de maneira mais simples. Os resultados obtidos a partir da aplicação de indicadores subsidiam informações importantes para o planejamento e o gerenciamento dos processos estratégicos, táticos e operacionais municipais, podendo assim contribuir para o exercício de tomada de decisão em diferentes contextos no âmbito da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos. Contribuem também para o desenvolvimento de tarefas de medição e análise, sendo úteis para comunicar ideias, pensamentos e valores (VEDUNG, 2017; RÖSCH et al., 2017; BOTELHO et al., 2015).

Nesse contexto, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) desenvolveu um Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos (IQR), formado por um conjunto de indicadores, o qual permite avaliar as características locais, estruturais e operacionais dos locais de disposição de resíduos. Esse índice avalia e classifica, anualmente, desde 1997, os aterros de RSU no estado de São Paulo (CETESB, 2021). Índices para a avaliação de unidades de transbordo e compostagem também foram desenvolvidos em 2011.

Já no estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), vinculado à Secretaria de Estado do Ambiente (SEA), publicou a norma

operacional NOP-INEA-31, que define o Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR), composto por 52 indicadores, a fim de medir a qualidade de aterros sanitários (INEA, 2015).

Assim, de acordo com Cunha, Ritter e Ferreira (2020), comparando-se os indicadores propostos em ambas as metodologias, é possível inferir que o INEA utilizou a base do IQR para a constituição do IQDR, acrescentando indicadores e modificando os valores de significância dos pesos propostos pela equipe técnica da CETESB. Ambos os índices foram desenvolvidos com o mesmo propósito, fornecendo subsídios técnicos para o desenvolvimento de ações de monitoramento e controle ambiental e de políticas públicas.

Pelo exposto, o presente estudo tem como objetivo avaliar oito aterros sanitários, que atendem,

em conjunto, a quase 70% dos municípios paraibanos, a partir da metodologia do IQDR. Os aterros escolhidos atendem aos municípios participantes do Termo de Execução Descentralizada (TED) nº 003/2019, uma parceria entre a Fundação Nacional de Saúde (Funasa), a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e a gestão municipal de 49 municípios de pequeno porte do estado da Paraíba, para a elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico. O referido TED visa promover o fortalecimento da gestão, o desenvolvimento institucional e o planejamento das ações de saneamento desses municípios.

2 METODOLOGIA

A Fig. 1 apresenta as etapas metodológicas que compõem a pesquisa.

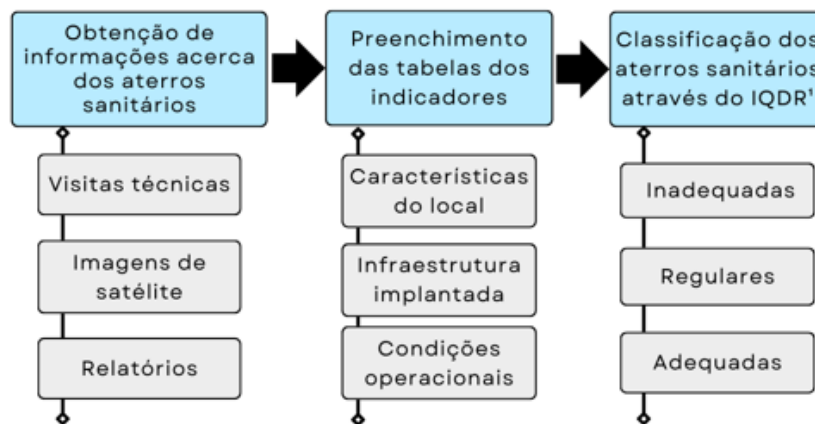


Figura 1 - Fluxograma metodológico
¹Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos.

As informações necessárias para realizar a avaliação dos aterros sanitários foram obtidas por meio de visitas técnicas, onde foi possível observar a infraestrutura e os processos operacionais de funcionamento dos aterros, junto aos responsáveis técnicos. As visitas aos aterros sanitários foram realizadas em junho de 2021,

quando da elaboração dos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB) dos municípios participantes do TED FUNASA/UFCG nº 003/2019.

Também foram coletadas informações por meio de imagens de satélite (Google Earth e projeto TOPODATA) e do relatório de auditoria opera-

cional em saneamento básico - resíduos sólidos (TCE-PB, 2021).

Foi então elaborado um quadro resumo com informações acerca da localização, dos municípios atendidos e da quantidade de resíduos tratados. Em seguida foram preenchidas as fichas que compõem o IQDR:

- Ficha 1: Identificação de características do local de implantação do aterro (11 indicadores e 56 pontos no total);
- Ficha 2: Avaliação da infraestrutura implantada (21 indicadores e 64 pontos no total);
- Ficha 3: Verificação das condições operacionais (20 indicadores e 80 pontos no total).

Após serem atribuídos os valores (notas) para cada indicador, de acordo com as Fichas 1 a 3, eles são somados. O valor obtido é dividido pela pontuação máxima possível e, assim, obtém-se o valor do IQDR. Em função do valor alcançado, é feita a classificação do aterro sanitário nas seguintes faixas (Tabela 1):

Tabela 1 - Classificação dos resultados para a avaliação do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR)

Pontuação	Condição
Entre 0,0 e 6,0	Inadequadas
Entre 6,1 e 8,0	Regulares
Entre 8,1 e 10,0	Adequadas

Fonte: INEA (2015).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No âmbito da Paraíba, de acordo com informações do TCE (2021), existem, atualmente, 17 aterros sanitários no estado: 9 deles contam com gestão pública e são de pequeno porte, e só atendem ao município sede (com exceção do aterro de São Mamede/PB, que atende também ao município vizinho Várzea/PB). Porém, alguns podem ser caracterizados como lixões em decorrência das condições precárias operacionais existentes,

a exemplo dos municípios de Manaíra/PB e Picuí/PB. Inclusive, o município de Picuí/PB já desativou a área, e passou a destinar seus resíduos ao aterro de Campina Grande/PB (PMSB-PB, 2021).

Os 9 aterros restantes são de gestão privada, de médio e pequeno porte. Desses, o aterro localizado em Coremas/PB só atende ao próprio município sede, enquanto os demais atendem a um total de 161 municípios paraibanos. O município de Jacaraú/PB é atendido pelo aterro sanitário de Monte Alegre/RN. O restante dos municípios paraibanos (51) ainda dispõe seus resíduos em lixões locais (TCE, 2021).

Os aterros avaliados (8) são os sediados nos municípios de Belém do Brejo Cruz/PB, Campina Grande /PB, Conceição/PB, Itaporanga/PB, Guarabira/PB, João Pessoa/PB, Piancó/PB e Sousa/PB. Na Tabela 2 estão identificadas informações acerca da empresa responsável, localização, início da operação, quantidade de municípios e de resíduos tratados diariamente.

De acordo com as informações descritas na Tabela 2, observa-se que a Ecosolo - Gestão Ambiental de Resíduos SA é responsável pela operação de 3 aterros (Campina Grande/PB, Conceição/PB e Guarabira/PB), enquanto os demais têm diferentes responsáveis. O aterro de Campina Grande/PB é o que atende a maior quantidade de municípios (58), mas apesar disso tem a segunda maior quantidade de resíduos tratados diariamente (700 t.dia⁻¹). O aterro de João Pessoa/PB só atende a 12 municípios, mas tem a maior quantidade tratada de resíduos, que é de 2.000 t.dia⁻¹, o que se deve ao fato de a capital do estado contar com uma população estimada de 825.796 (IBGE, 2021) e, consequentemente, uma maior geração de resíduos, sendo assim bastante representativo.

Os municípios atendidos por cada aterro podem ser visualizados no mapa da Fig. 2.

Tabela 2 - Informações gerais sobre os aterros sanitários avaliados

Aterro sanitário	Empresa responsável	Localização	Início da operação	Municípios atendidos*	Resíduos tratados e quantidade diária
Belém do Brejo Cruz/PB	CRIL Empreendimento Ambiental LTDA	6°12'59.15"S 37°32'15.18"O	2008	4	Resíduos sólidos urbanos e Resíduos Industriais. Não informada.
Campina Grande/PB	Ecosolo – Gestão Ambiental de Resíduos AS	7°16'37.26"S 36° 0'46.76"O	2015	58	Resíduos Classe II A. 700 t.d ⁻¹
Conceição/PB	Ecosolo – Gestão Ambiental de Resíduos AS	7°32'23.85"S 38°33'3.60"O	2008	4	Resíduos Classe II A. 10 a 15 t.dia ⁻¹
Itaporanga/PB	Itaresidue Unidade de Tratamento de Resíduos LTDA-ME	7°21'10.01"S 38° 8'7.15"O	2019	5	Resíduos Classe II A. 18 a 20 t.dia ⁻¹
Guarabira/PB	Ecosolo Guarabira – Gestão Ambiental de Resíduos AS	6°55'24.00"S 35°27'12.00"O	2020	37	Resíduos Classe II A. 300 a 350 t.d ⁻¹
João Pessoa/PB	Foxx Ure Ambiental S.A.	7°13'4.47"S 34°57'31.04"O	2003	12	Resíduos Classe II A. 2.000 t.d ⁻¹
Piancó/PB	EMLURPE - Empresa de Limpeza Urbana LTDA	7°10'52.14"S 37°54'50.35"O	2010	26	Resíduos Classe II. Não informada.
Sousa/PB	Unidade Sousa de Tratamento de Resíduos LTDA-ME	6°41'16.00"S 38°15'2.00"O	2013	15	Resíduos Classe II A 70 t.dia ⁻¹

*Considerados somente os municípios paraibanos.

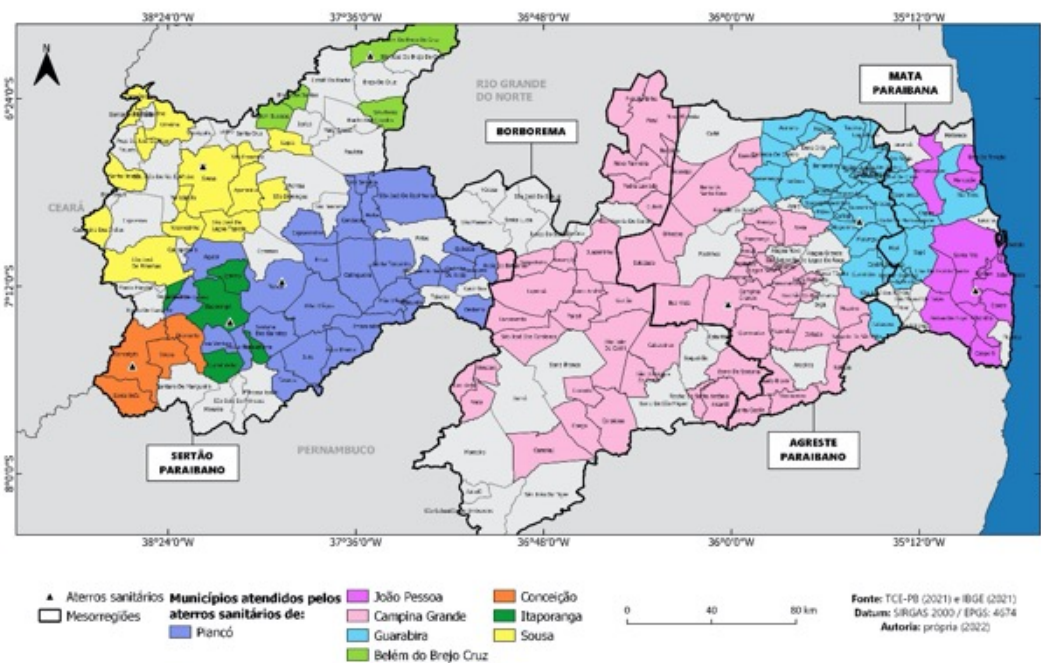


Figura 2 - Municípios atendidos pelos aterros sanitários

A partir do mapa da Fig. 2, observa-se que na região da Mata Paraibana 40% dos municípios são atendidos pelo aterro de João Pessoa/PB, e 33% pelo de Guarabira/PB. Na região do Agreste Pa-

raibano, onde estão sediados os aterros de Guarabira/PB e Campina Grande/PB, observa-se que atendem a 41% e 44% dos municípios, respectivamente. Já na região da Borborema não há sede

de nenhum aterro, e 64% dos municípios enviam os resíduos ao aterro de Campina Grande/PB. Por fim, a região do Sertão Paraibano é a que conta com mais aterros sanitários (5), onde o aterro de Piancó/PB atende a 31% dos municípios, Sousa/

PB a 18%, Belém do Brejo Cruz/PB e Conceição/PB atendem a 5% cada, e Itaporanga/PB a 6%.

Nas Tabelas 3, 4 e 5 estão apresentadas a avaliação dos aterros sanitários.

Tabela 3 - Pontuações relativas às características locais

Características locais	Aterros sanitários do estado da Paraíba							
	Belém do Brejo Cruz	Campina Grande	Conceição	Itaporanga	Guarabira	João Pessoa	Piancó	Sousa
Proximidade de núcleos habitacionais	5	5	5	0	5	5	5	0
Zoneamento municipal	5	5	5	5	5	5	5	5
Permeabilidade do solo de fundação (<1 x 10 ⁻⁶ cm.s ⁻¹)	5	5	5	5	5	5	5	5
Topografia do terreno (entre 1 e 30%)	5	5	5	5	5	5	5	5
Sistema viário e acessos	5	5	5	5	5	5	5	5
Proximidade de corpos d'água	5	5	5	0	5	5	5	5
Profundidade do lençol freático	6	6	6	6	6	6	6	6
Disponibilidade de material de recobrimento	5	5	5	3	5	5	5	5
Vida útil estimada	5	5	0	5	5	5	0	5
Isolamento visual da vizinhança	5	5	5	5	5	5	5	5
Área sujeita a inundação	5	5	5	5	5	5	5	5
Subtotal	56	56	51	44	56	56	51	51
Subtotal (%)	100%	100%	91%	79%	100%	100%	91%	91%

Tabela 4 - Pontuações relativas à infraestrutura implantada

Características locais	Aterros sanitários do estado da Paraíba							
	Belém do Brejo Cruz	Campina Grande	Conceição	Itaporanga	Guarabira	João Pessoa	Piancó	Sousa
Cercamento em todo o perímetro do terreno	2	2	2	2	2	2	2	2
Balança rodoviária	2	2	0	0	2	2	0	2
Acesso à frente de trabalho	2	2	2	2	2	2	2	2
Portão com controle de acesso (portaria/guarita)	5	5	0	0	5	5	5	5
Sinalização interna do empreendimento	0	1	0	0	0	1	1	0
Cinturão verde	0	3	0	0	3	3	0	0
Faixa de proteção sanitária non-aedificant (largura > 10 m)	2	2	2	2	2	2	2	2
Sistema de comunicações interna e externa para uso em ações emergenciais	1	0	0	1	0	1	0	0
Possui iluminação e energia para ações emergenciais	2	2	0	2	2	2	2	0
Sistema artificial de impermeabilização da base	4	4	4	4	4	4	4	4
Sistema de detecção de vazamento sob o sistema artificial de impermeabilização da base	0	4	0	0	4	4	0	0
Sistema de drenagem de efluentes líquidos percolados	0	3	3	3	3	3	3	3
Sistema de drenagem pluvial definitiva	0	3	0	0	3	3	0	0
Sistema de drenagem pluvial provisória	0	3	0	0	3	3	0	0
Sistema de drenagem e queima de gases	0	3	3	3	3	3	3	3
Aproveitamento de gases (MDL)	0	0	0	0	0	4	0	0

continua...

Tabela 4 - Continuação...

Características locais	Aterros sanitários do estado da Paraíba							
	Belém do Brejo Cruz	Campina Grande	Conceição	Itaporanga	Guarabira	João Pessoa	Piancó	Sousa
Monitoramento de águas subterrâneas	0	4	4	4	4	4	4	0
Sistema de tratamento de chorume	0	0	0	0	0	7	0	0
Monitoramento trimestral dos efluentes tratados (chorume)	0	0	0	0	0	4	0	0
Nível de tratamento de chorume	0	0	0	0	0	4	0	0
Implantação de acordo com o projeto licenciado	1	1	1	1	1	1	1	1
Subtotal	21	44	21	24	43	64	29	24
Subtotal (%)	33%	69%	33%	38%	67%	100%	45%	38%

Tabela 5 - Pontuações relativas às condições operacionais

Características locais	Aterros sanitários do estado da Paraíba							
	Belém do Brejo Cruz	Campina Grande	Conceição	Itaporanga	Guarabira	João Pessoa	Piancó	Sousa
Aspecto geral	0	7	7	0	7	7	0	0
Existência de plano de atendimento a emergências	3	0	0	3	0	3	0	0
Existência de plano de inspeção e manutenção	3	0	0	3	0	3	0	0
Compactação de taludes e bermas	4	4	4	4	4	4	4	4
Medição de recalque durante as etapas de operação	0	3	0	0	3	3	0	0
Ocorrência de queima espontânea	3	3	3	3	3	3	3	3
Recobrimento dos resíduos	7	7	7	7	7	7	7	7
Presença de vetores aéreos (urubus, garças ou outras aves)	0	0	0	0	0	0	0	0
Presença de moscas (em grandes quantidades)	0	0	0	0	0	0	0	0
Presença de catadores de materiais recicláveis na frente de operações	4	4	4	4	4	0	0	0
Presença de animais (cachorros, porcos, bois e cavalos)	0	4	0	0	4	4	4	0
Funcionamento do sistema de drenagem pluvial definitivo	0	3	0	0	3	3	0	0
Funcionamento do sistema de drenagem pluvial provisório	0	3	0	0	3	3	0	0
Funcionamento do sistema de drenagem de chorume	0	2	2	2	2	4	2	2
Funcionamento do sistema de tratamento de chorume (CONAMA nº 430/12)	0	0	0	0	0	7	0	0
Ponto de lançamento do chorume	2	2	2	2	2	2	2	2
Manutenção dos acessos internos	2	2	2	2	2	2	2	2
Disponibilidade de equipamentos e veículos necessários para operação diária (trator, retroescavadeira e caminhão)	6	6	6	2	6	6	6	6
Eficiência do sistema de drenagem e queima de gases	0	4	4	4	4	4	4	4
Recebimento de resíduos não autorizados	3	3	3	3	3	3	3	3
Subtotal	37	57	44	39	57	68	37	33
Subtotal (%)	46%	71%	55%	49%	71%	85%	46%	41%

Observando os indicadores relacionados às características locacionais, verifica-se que todos atingiram de 91 a 100% da pontuação máxima, com exceção do aterro de Itaporanga/PB, que atingiu 79%. Esse valor foi devido às pontuações baixas quanto à proximidade de núcleos habitacionais e corpos d'água, visto que se encontram em desacordo com o indicado na NBR 15.849/2010 (ABNT, 2010).

Para os indicadores relativos à infraestrutura implantada, somente o aterro sanitário de João Pessoa/PB atingiu uma pontuação máxima, de 100%, enquanto os outros aterros tiveram notas variando entre 33 e 69%. Essa diferença é, em grande parte, em razão de que o aterro de João Pessoa/PB é o único com sistema de tratamento de chorume. Dessa forma pontuou nos 3 indicadores relacionados: existência de sistema de tratamento, monitoramento e nível de tratamento do chorume. Os outros aterros não constam com sistema de tratamento, logo tiveram notas nulas para os 3 indicadores. Também é o único aterro que conta com aproveitamento de gases.

Os aterros de Belém do Brejo Cruz/PB, Conceição/PB, Itaporanga/PB, Piancó/PB e Sousa/PB não pontuaram nos indicadores de sistema de drenagem pluvial definitiva e provisória, nem no de cinturão verde. Porém é importante salientar que esses municípios pertencem à região do Sertão Paraibano, área que é caracterizada por um clima semiárido, e o período chuvoso ocorre irregularmente nos 4 primeiros meses do ano, e o restante do ano é caracterizado por altos níveis de evaporação (ARIAS; CABALLERO, 2015). Ainda assim, é importante que essas estruturas sejam construídas nos aterros, já que as chuvas locais são de alta intensidade e curta duração, o que gera picos expressivos de vazão, e podem ser utilizadas espécies nativas que precisam de pouca água, intrínseca às características da região.

Foi constatado também que os aterros de Conceição/PB, Itaporanga/PB e Piancó/PB não realizam pesagem dos resíduos. Tal situação traz dificuldades para o estabelecimento de um sistema de controle e cobrança para os usuários. Eles utilizam uma estimativa para realizar a cobrança, mediante a capacidade volumétrica dos caminhões compactadores e caçambas que adentram mensalmente. Um indicador frágil, visto que a densidade dos resíduos pode variar a depender do tipo, composição, umidade, granulometria e estrutura dos resíduos. A pesagem de resíduos é fundamental para uma gestão eficiente por parte dos responsáveis. Com base nessas informações é possível dimensionar os equipamentos de coleta, tratamento e transporte, bem como elaborar ações para redução da geração por meio da reciclagem.

Outros pontos em que foram observadas algumas notas baixas foram os de controle de acesso, sinalização interna, sistema de comunicações interna e externa e monitoramento geotécnico. De acordo com Borges et al. (2016), no Brasil não existe uma legislação específica que indique o que deve, de fato, ser monitorado em um aterro sanitário. Porém pode-se encontrar na literatura alguns guias, a exemplo do Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários (ReCESA, 2008). A frequência desse monitoramento é definida pelo órgão ambiental local.

Já para os indicadores de condições operacionais, nenhum aterro atingiu a nota máxima. A maior nota foi a do aterro de João Pessoa/PB, 85%. Já os aterros de Campina Grande/PB e Guarabira/PB atingiram 71% da pontuação máxima. Os demais tiveram notas variando entre 41% e 55%. Em todos os aterros foi observada a presença de urubus e moscas, tendo notas baixas nesses critérios.

Nos aterros de João Pessoa/PB, Piancó/PB e Sousa/PB, verificou-se a existência de catadores pertencentes a associações trabalhando em

galpões de triagem. No caso de Piancó/PB, cerca de 80 pessoas trabalham realizando a separação dos materiais. O responsável pelo aterro apenas fornece o espaço para a associação funcionar, e a renda dos catadores é obtida por meio da venda dos materiais recicláveis. Os colaboradores não

recebem equipamentos de proteção individual (EPI) e não há relatos de acidentes de trabalho. Contudo, há exposição diária dos colaboradores ao montante de resíduos patogênicos e volumosos, os expondo-os a riscos, semelhantes a atuação em lixões (Fig. 3a e b).



Figura 3 - Aterro sanitário de Piancó/PB: (a) galpão de triagem e (b) resíduos separados
 Fonte: PMSB-PB/UFCG (2021).

Na Tabela 6 é possível ver o resultado do IQDR. Dos 8 aterros sanitários avaliados, apenas o de João Pessoa/PB foi classificado como adequado quanto aos critérios avaliados por meio do IQDR, com a nota de 9,4. Os aterros de Campina Grande/PB

e Guarabira/PB foram classificados como regular, com as notas de 7,9 e 7,8 respectivamente, estando próximo da avaliação de adequado (8,1). Os demais aterros foram classificados como inadequados, onde as notas variaram entre 5,35 e 5,85.

Tabela 6 - Valores consolidados do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos de aterros sanitários da Paraíba

Características locais	Aterros sanitários do estado da Paraíba							
	Belém do Brejo Cruz	Campina Grande	Conceição	Itaporanga	Guarabira	João Pessoa	Piancó	Sousa
Características locais	56	56	51	44	56	56	51	51
Infraestrutura implantada	21	44	21	24	43	64	29	24
Condições operacionais	37	57	44	39	57	68	37	33
Total	114	157	116	107	156	188	117	108
IQDR	5,7	7,9	5,8	5,35	7,8	9,4	5,85	5,4
Classificação	Inadequada	Regular	Inadequada	Inadequada	Regular	Adequada	Inadequada	Inadequada

Ren, Zhang e Huang (2022) apontam que algumas práticas que podem ser realizadas para melhoramento da operação dos aterros sanitários incluem: 1) o pré-tratamento dos resíduos sólidos para redução do teor de matéria orgânica e aumento da densidade; 2) recarga de lixiviados e controle de parâmetros físico-químicos para ga-

rantir a atividade microbiana e melhorar a taxa de biodegradação; 3) seleção de sistemas apropriados de drenagem e de revestimento durante o projeto do aterro e manutenção regular; e 4) operação de compactação correspondente para melhorar a compactação inicial e controle da espessura de camadas.

Evidencia-se que o aterro de João Pessoa/PB (9,4) é o maior e mais antigo do estado. Está em atividade há mais de 18 anos, e a quantidade recebida diariamente de resíduos está em torno de 2.000 t.dia⁻¹. Constatou-se que possui condições satisfatórias para recebimento de resíduos e pode ser considerado uma destinação final ambientalmente adequada para os resíduos. Os

aterros sanitários de Campina Grande/PB e Guarabira/PB (Fig. 4a e b) também possuem condições satisfatórias para recebimento de resíduos. Contudo há necessidade de melhorias quanto à elaboração e execução dos planos de riscos pela administração, quanto à realização da queima do biogás e à elaboração e execução dos planos de monitoramento e segurança, respectivamente.

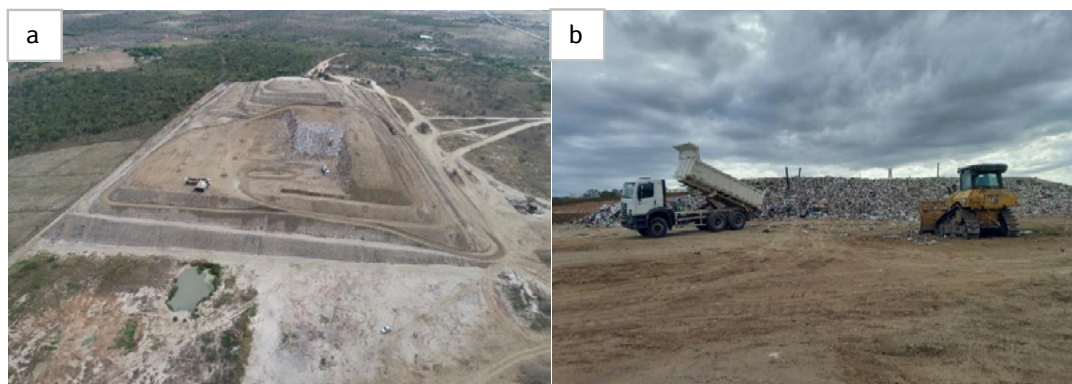


Figura 4 - Aterros sanitários em operação: (a) Campina Grande/PB e (b) Guarabira/PB
 Fonte: PMSB-PB/UFCG (2021).

Em contrapartida, o aterro com a pior pontuação, Itaporanga/PB (5,35), foi inaugurado em 2019, e recebe de 18 a 20 t.dia⁻¹. A análise realizada mostrou que o aterro possui condições insatisfatórias para recebimento de resíduos, havendo necessidade de melhorias quanto à estrutura e à operacionalização, à compactação e ao recobrimento das células, além da execução dos planos de monitoramento e

segurança do aterro. Nas Fig. 5a e b observa-se parte da estrutura do aterro. Martildes (2018) realizou uma avaliação dos impactos ambientais do aterro de Itaporanga/PB e destacou dentre as medidas de controle ambiental a utilização de equipamento de proteção individual por parte dos funcionários, necessidade de manutenção de equipamentos e máquinas, e recomposição da vegetação.

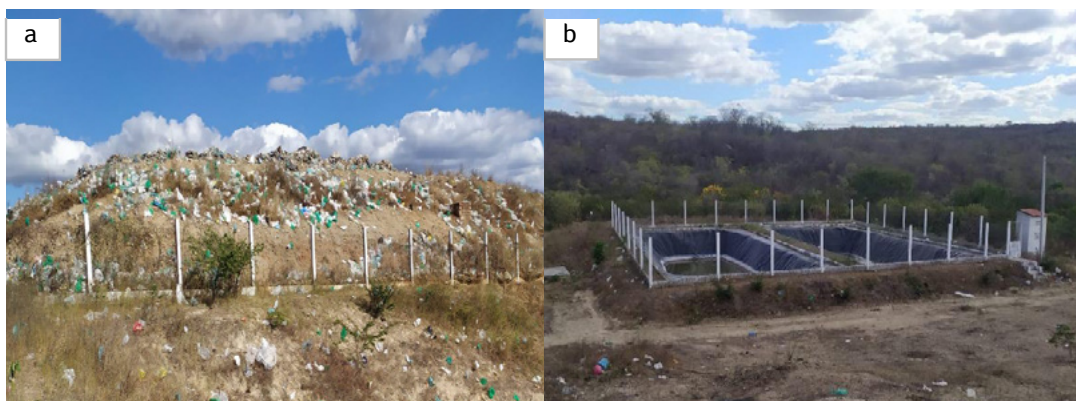


Figura 5 - Aterro Sanitário de Itaporanga/PB: (a) célula de resíduos e (b) lagoa de evapotranspiração do lixiviado
 Fonte: PMSB-PB/UFCG (2021).

Os aterros de Sousa/PB (5,4) e Conceição/PB (5,8) também apresentam condições insatisfatórias. Analisa-se que há necessidade de aumentar o quantitativo de funcionários para as demandas existentes e elaborar e executar os planos de monitoramento e segurança de modo a serem considerados como destinação final ambientalmente adequada de resíduos.

O Aterro Sanitário de Belém do Brejo do Cruz/PB (5,7) enquadra-se como Centro de Tratamento de Resíduos, mesmo com características de aterro de pequeno porte, devido às diferentes tipologias e tratamentos realizados. Sugere-se revisar métodos operacionais de gerenciamento de resíduos por classificação, bem como capacitar e aumentar o quantitativo de funcionários para as demandas existentes e elaborar e executar os planos de monitoramento e segurança de modo a ser considerado como destinação ambientalmente adequada de resíduos.

Segundo informações do supervisor operacional, a empresa já tem planos para a realização de melhorias no aterro de Belém do Brejo Cruz/PB, pois estão construindo uma célula específica para recebimento de resíduos sólidos urbanos de 100 m x 100 m. Prevê-se a instalação de 9 torres de captação de gases, drenagem de lixiviado em espinha de peixe e tratamento por meio de lagoa de evapotranspiração. Em posterior, a implantação da manta geotêxtil e utilização do solo botafora para camada de cobertura.

Cunha, Ritter e Ferreira (2020) fizeram um compilado dos resultados produzidos pelo INEA a partir da aplicação da metodologia do IQDR nos aterros de diversos municípios cariocas, de 2013 a 2015. Os autores constataram que as diversas inadequações, motivadas por vícios gerenciais e construtivos, resultaram, especialmente: em sistemas de drenagem ineficientes; na deficiência/ausência de recobrimento diário; na limitada oferta de equipamentos operacionais; e na defi-

ciência/inexistência de tratamento de lixiviado. Em suma, os motivadores para essa situação são a insuficiência de recursos aportados e imperícia gerencial, situação também verificada nos aterros inadequados da Paraíba.

A utilização do IQDR para avaliar os aterros continuamente pode auxiliar os gestores na tomada de decisão durante a elaboração de políticas públicas mais eficientes para o gerenciamento de resíduos sólidos. O repasse de recursos e os incentivos fiscais podem ser proporcionais à qualidade dos aterros sanitários, o que fomentaria as empresas (prefeituras e consórcios) à execução de melhorias. A exemplo, a Comissão de Infraestrutura (CI) aprovou incentivos para a geração de energia em aterros sanitários. O projeto (PLS 302/2018) permite que a União, os estados e os municípios criem incentivos fiscais, financiamentos e crédito para quem gera biogás e energia elétrica a partir de resíduos sólidos (AGÊNCIA SENADO, 2022).

4 CONCLUSÕES

Após interpretação dos resultados obtidos com a aplicação da metodologia definida pela NOP-INEA-31, é possível afirmar que essa é uma ferramenta útil para avaliação de aterros sanitários, que contempla os aspectos técnicos, legais, normativos, sociais e ambientais da atividade. A mesma pode ser utilizada para a fiscalização e gestão ambiental dos aterros sanitários.

A partir do emprego da metodologia aos aterros sanitários selecionados da Paraíba foi possível concluir que dos 8 aterros avaliados, que atendem a 67,7% dos municípios paraibanos, apenas 13% são classificados como adequados, 25% como regulares e 63% como inadequados. Tal situação mostra que apesar de muitos municípios paraibanos terem iniciado o processo de encerramento dos lixões nos últimos anos, e passado a enviar seus resíduos a aterros sanitários, os

desafios para a gestão adequada ainda não acabaram, visto que muitos dos aterros sanitários precisam de melhorias para estar de acordo com as recomendações da legislação e ser uma destinação final de resíduos ambientalmente segura. Salienta-se a importância da possibilidade de realizar a avaliação dos outros aterros sanitários (de pequeno porte) do estado, que em geral atendem a somente seu município sede, e devido aos custos da operação, torna mais difícil a continuidade de manter as condições de gestão apropriadas.

5 AGRADECIMENTOS

Apoio da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) por meio do Termo de Execução Descentralizada (TED) nº 003/2019 firmado em parceria com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAIFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, n. 4, p. 1275-1290, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>.

AGÊNCIA SENADO. CI aprova incentivos para geração de energia em aterros sanitários. **Senado Notícias**, Brasília, 10 de maio de 2022. Disponível em: < <https://www12.senado.leg.br/noticias/audios/2022/05/ci-aprova-incentivos-para-geracao-de-energia-em-aterros-sanitarios>>. Acesso em: 10 de nov. de 2022.

ARIAS, D.; CABALLERO, J. 2015. Paraíba State, Brazil: Agricultural Sector Risk Assessment. **Agriculture global practice technical assistance paper**. World Bank, Washington, DC, 2015. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10986/23344>>. Acesso em: 11 de nov. de 2022.

BOTELHO, K. T.; DIAS, M. R.; BARBOSA, A. S.; COLALILLO, E. G. P.; WALCHHUTTER, S. Indicadores de sustentabilidade empresarial: um estudo exploratório. **Divers@! Revista Eletrônica Interdisciplinar**, vol. 8, n. 2, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/diver.v8i2.45050>

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, 2010.

BURNTLEY, S.J. A Review of Municipal Solid Waste Composition in the United Kingdom. **Journal of Waste Management**, v. 27, p. 1274-1285, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.018>.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. Monitoramento ambiental e geotécnico de aterros sanitários. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Campina Grande, 2016. **Anais...**

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2020** [recurso eletrônico]; coordenação técnica e redação Maria Heloisa P. L. Assumpção; equipe técnica Marilda de Souza Soares ... [et al.] - São Paulo: CETESB, 2021.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Norma Operacional (NOP) 031/2015**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2015.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 6, n. 17, p.1503-1510, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>

MARTILDES, J. A. L. **Identificação e análise de impactos ambientais de um aterro sanitário**: um estudo de caso do município de Itaporanga – PB. 130 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 2018.

MDR – Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (2020)**. SNIS site institucional, 2021. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos>>. Acesso em: 13 de nov. de 2022.

MDR – Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Roteiro para redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) no manejo de RSU**, 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/proteger/roteiro-para-reducao-das-200bemissoes-de-gases-de-efeito-200bestufa-gee-no-manejo-de-rsu>> Acesso em: 25 out. 2022.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. **Environ Chem Lett**. v. 19, p. 1433-1456, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>

PMSB-PB – **Planos Municipais de Saneamento Básico de 49 municípios da Paraíba. Diagnóstico Técnico-Participativo**. UFCG/FUNASA, 2021.

SIDDIQUA, A., HAHLADAKIS, J.N., AL-ATTIYA, W.A.K.A. An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. **Environ Sci Pollut Res**, v. 29, p. 58514-58536, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>

RÖSCH, C.; BRÄUTIGAM, K.R.; KOPFMÜLLER, J; STELZER, V.; LICHTNER, P. Indicator system for the sustainability assessment of the German energy system and its transition. **Energy, Sustainability and Society**, vol. 7, n. 1, pp. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1186/s13705-016-0103-y>

SANTOS, M. J.; RODRIGUES, A. S. S.; ANDRADE, J. V.; QUEISSADA, D. D. Os impactos ambientais causados pelo descarte inadequado de resíduos sólidos. **Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 2022. <https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/24090>

TCE/PB – Tribunal de Contas do Estado da Paraíba. **Relatório de Monitoramento – Auditoria Operacional em Saneamento Básico – Resíduos Sólidos Urbanos**. Processo TC N° 05095/16. 2021. Disponível em: <https://tramita.tce.pb.gov.br/tramita/download_temp/lbE5i11UOEp9SIQq/proc_05095_16_relatorio_de_monitoramento.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2022.

VEDUNG, E. **Public policy and program evaluation**. Nova York: Routledge, 2017.

Avaliação da viabilidade técnico-econômica da geração de bioenergia em reatores UASB tratando água residuária doméstica

Evaluation of the technical and economic feasibility of generating bioenergy in UASB reactors treating domestic wastewater


• **Data de entrada:**
12/04/2021

• **Data de aprovação:**
14/01/2023

Thobias Pereira Silva^{1*} | José Lima de Oliveira Júnior² | Rosemary de Matos Cordeiro²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.003>

ORCID ID

Silva TP  <https://orcid.org/0000-0001-5139-1222>

Oliveira Júnior JL  <https://orcid.org/0000-0001-7438-8915>

Cordeiro RM  <https://orcid.org/0000-0001-7449-8196>

Resumo

A digestão anaeróbia é um processo que gera o metano ($0,132 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ m}^{-3}_{\text{AR}}$), que pode ser utilizado para geração de energia elétrica ($0,562 \text{ KWh m}^{-3}_{\text{AR}}$). Todavia, deve-se saber se existe viabilidade nesses sistemas. Dessa forma, faz-se necessário definir a facticidade de investir em plantas de biogás em ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto) projetadas para atender a 10.000, 50.000 e 100.000 habitantes. Assumindo isso, levantaram-se todos os custos de investimento, operação e manutenção, assim como as receitas, e por meio disso identificou-se que as ETEs nas condições estabelecidas, atendendo uma população de 10.000 habitantes, não apresenta viabilidade, nem rentabilidade, mostrando payback elevado, evidenciando um alto risco de investimento. Associado a isso, demonstrou-se valor de VPL (Valor Presente Líquido) negativo e TIR (Taxa Interna de Retorno) inferior ao mínimo. Os casos de médio e grande porte foram os que apresentaram melhor rentabilidade e estabilidade economia, com valores de TIR superior à TMA (Taxa Mínima de Atratividade) e tempo de pagamento do investimento adequado, mesmo com tal valor elevado. Existem outras receitas que podem ser exploradas com plantas de biogás, como a venda de créditos de carbono.

Palavras-chave: Biogás. Digestão anaeróbia. Eletricidade. Metano. Viabilidade.

Abstract

Anaerobic digestion is a process that generates methane ($0.132 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ m}^{-3}_{\text{ww}}$), which can be used to generate electricity ($0.562 \text{ KWh m}^{-3}_{\text{ww}}$). However, it must be known whether there is viability in these systems. Thus, it is necessary to define the facticity of investing in biogas plants in WWTPs (Wastewater Treatment Plant) designed to serve 10,000, 50,000 and 100,000 inhabitants. Assuming this, all the investment, operation and maintenance costs were raised, as well as the existing revenues, and it was inferred that WWTPs in the configurations presented, serving a population of 10,000 inhabitants, do not present viability or economic profitability, showing high payback, evidencing a high investment risk, associated with this, showed negative NPV (Net Present Value) and IRR (Internal Rate of Return) lower than the minimum. The medium and large cases were the ones that presented the best profitability and economic stability, with IRR values above the MAR (Minimum Attractiveness Rate) and payment time for the appropriate investment, even with such high value. There are other recipes that can be explored with biogas plants, such as the sale of carbon credits.

Keywords: Anaerobic digestion. Biogas. Electricity. Methane. Viability.

¹ Universidade Federal do Ceará (Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (Departamento de Engenharia Ambiental) - Juazeiro do Norte - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** thobias1939@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O processo de DA (Digestão Anaeróbia) é uma tecnologia estabelecida que é amplamente utilizada para tratar águas residuárias (HAI et al., 2015; PADMASIRI et al., 2007). Na DA ocorre a conversão de matéria orgânica por meio de um grupo de microbiota (acidógenos, acetógenos, metanógenos, etc.) em biometano renovável (MA; CHEN; NDEGWA, 2021; PHAM et al., 2015).

Dentre as tecnologias de tratamento anaeróbio, o reator UASB¹ é uma das opções mais adequadas para diversos tipos de efluentes (ABBASI; ABBA-SI, 2012; GUPTA; SREEKRISHNAN; AHAMMAD, 2016; LI et al., 2014; MOREIRA et al., 2020). Sendo um dos principais objetivos do uso desse reator o tratamento de águas residuais de alta resistência, ainda comparando-o com outros pode-se obter uma alta produção de biogás se comparado a outros digestores (LOGANATH; SENOPHIYAH-MARY, 2020).

Também é um processo versátil e barato, que permite a recuperação de energia contida em resíduos orgânicos na forma de hidrogênio e/ou metano. O produto final da DA é o biogás, uma mistura gasosa constituída essencialmente por dois gases (CH₄ e CO₂) (CAMACHO; RUGGERI, 2018). O biogás pode ser usado para aquecimento, cogeração de eletricidade ou atualização para gás natural.

O emprego de reatores UASB tem sido considerado uma opção responsável pelo aumento da cobertura do tratamento de esgoto na América Latina. Os custos de uma ETE com essa tecnologia seguido de tratamento biológico aeróbio geralmente permitem CAPEX², com uma economia na faixa de 20% a 50% e OPEX³ de 50% menores, em comparação com plantas de lodo ativado convencional (CHERNICHARO, 2006;

CHERNICHARO et al., 2015; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Todavia, existem algumas limitações quanto ao projeto, construção e operação, entretanto é uma tecnologia madura com grande potencial contribuindo para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) atingirem a sustentabilidade. Embora o biogás derivado do esgoto tratado nos reatores UASB apresente alto valor calorífico, seu conteúdo energético é negligenciado, pois é queimado e lançado na atmosfera (CHERNICHARO et al., 2015; NOYOLA; MORGAN-SAGASTUME; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2006; ROSA et al., 2018).

As principais vantagens da produção de energia a partir do biogás são a produção descentralizada de energia, a cogeração para produzir eletricidade e calor, a redução nas emissões de metano e, possivelmente, o lucro extra da comercialização com empresas de energia. Podendo ainda trazer consigo uma autossuficiência energética para as ETEs, reduzindo custos e a emissão de gases do efeito estufa, bem como a aplicação da energia térmica gerada para secagem e estabilização do lodo (ACHINAS; ACHINAS; EUVERINK, 2017).

Perante isso, afirma-se que o Brasil possui um grande potencial de gerar biogás/metano e aproveitá-lo para geração de energia elétrica e térmica, utilizando-as em diversos espectros. Diante disso, a presente pesquisa teve como objetivo analisar a viabilidade técnico-econômica do aproveitamento do metano recuperado em reatores UASB tratando água residuária doméstica, para geração de energia elétrica, visando ao aproveitamento no sistema e lançamento na rede de distribuição, gerando consequentemente receitas, explorando suas diversas aplicabilidades.

¹ Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente

² Capital Expenditure

³ Operational Expenditure

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Realizou-se essa pesquisa para analisar, por meios teóricos, o potencial técnico e econômico do uso do biogás para cogeração de energia elétrica e térmica. O estudo foi realizado para três casos de ETES, definidas para atender três populações diferentes em condições semelhantes. Adotou-se um sistema composto primordialmente por reator UASB seguido de Filtro Biológico Percolador (FBP). Selecionou-se pela maior remoção de DBO e o custo da tecnologia. Utilizou-se ainda a recirculação do lodo do Decantador Secundário (DS) para o reator UASB, podendo potencializar a produção de biogás devido ao aumento da carga aplicada. Além do tratamen-

to primário (Reator UASB) e o pós-tratamento (FBP), o tratamento preliminar adotado foi gradeamento (fino ou grosso), caixa de areia e calha Parshall (RIBEIRO et al., 2018).

Para o dimensionamento de todos os sistemas, foi necessário determinar a população atendida para cada caso. Assim, o presente estudo considerou para as ETES o limite inferior e superior de respectivamente de 10.000 e 100.000 habitantes. Em subsequência da definição da população, elencaram-se os critérios qualitativos e quantitativos, com base na ABNT NBR 12.209:2011. Os dados definidos podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1 - Características do esgoto, vazão de projeto e premissas do estudo

	Descrição	Unidade	Valor	OBS.
PARÂMETRO	Caso 1 - População	Hab	10.000	Adotado
	Caso 2 - População		50.000	Adotado
	Caso 3 - População		100.000	Adotado
	Contribuição per capita de esgoto	L hab ⁻¹ d ⁻¹	150	Adotado
	Coefficiente de vazão máxima diária	Adimensional	1,2	Adotado
	Coefficiente de vazão máxima horária		1,5	Adotado
	Carga per capita	g(DBO)hab ⁻¹ d ⁻¹	54	(BRASIL, 2011)
	Carga per capita	g(DQO)hab ⁻¹ d ⁻¹	110	
	Carga per capita	g(NTK)hab ⁻¹ d ⁻¹	11	
	Carga per capita	g(ST)hab ⁻¹ d ⁻¹	60	

Dados: (BRASIL, 2011). Nota: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO - Demanda Química de Oxigênio; NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl; ST - Sólidos Totais; Q - Vazão; CPCE - Contribuição per capita de esgoto.

2.1 Cálculos

2.1.1 Estimativa teórica de metano

As equações aplicadas para estimar a produção de metano nos reatores UASB, bem como a potência elétrica recuperada, estão expostas na Tabela 2, considerando o balanço de massa do sistema e as parcelas de metano perdida ao longo do processo de tratamento da água residuária (CHERNICHARO, 2017; IPCC, 2009; METCALF; EDDY, 2014). Para o sistema, considerou-se o funcionamento em uma situação típica com eficiência de remoção de carga orgânica de

65%, perda de DQO_{CH4} como gás residuária (5%), outras perdas de DQO_{CH4} (vazamento de biogás) (5%) e DQO_{CH4} dissolvida perdida com o efluente (0,020 Kg m⁻³) (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012; ROSA; LOBATO; CHERNICHARO, 2020).

2.1.2 Potência elétrica disponível

Calculou-se a potência elétrica para o biogás/metano estimado para os casos. Na Tabela 2 constam as equações de base para o cálculo da energia recuperada. Utilizou-se uma eficiência de conversão de máquinas térmicas de 25%

(RIBEIRO et al., 2016; SANTOS; BARROS; TIA-GO FILHO, 2016). Considerando um biogás com 65% de CH₄, utilizou-se um peso específico (PE_{CH₄}) de 1,15Kg Nm⁻³, assim como um PCI_{CH₄} de 4.831,1 Kcal Kg⁻¹, resultando em um PCI_{disponível} de 6,48 KWh Nm⁻³.

2.2 Custos

Calcularam-se ainda as Despesas de Capital (CAPEX) envolvendo os custos de construção das unidades e os equipamentos adequados para operação, levando em conta os materiais e mão de obra para a construção de todas as unidades do Sistema (CHERNICHARO et al., 2018; ROSENFEL-

DT, 2017). As unidades auxiliares, como a casa de operação e o prédio administrativo, foram consideradas as mesmas nas três unidades do estudo, portanto não foram incluídas nos cálculos.

Ainda, as Despesas Operacionais (OPEX) envolveram o cálculo dos custos de operação e manutenção dos sistemas das três ETEs (CHERNICHARO et al., 2018). Levando em conta os custos de descarte de lodo gerado durante o tratamento, consumo de energia elétrica, sendo parcialmente hidráulico, o consumo referente apenas à Estação de Bombeamento e ao sistema de recirculação de lodo. O Brasil ainda caminha em termos de custo de uso de energia de biogás (SILVEIRA, 2017).

Tabela 2 - Equações para cálculo da porção de biogás/metano recuperado

Porção	Equação	Notas
DQO _{rem}	$DQO_{rem} = DQO_{apl} * \frac{Eficiência}{100}$	DQO _{rem} = DQO removida (kgDQO d ⁻¹)
		DQO _{apl} = DQO aplicada (kgDQO d ⁻¹)*
Estimativa de massa de DQO utilizada pelo lodo	$DQO_{lodo} = DQO_{rem} * Y_{DQO}$ $Y_{DQO} = Y * K_{SVT-DQO}$	DQO _{lodo} = DQO convertida em lodo (kgDQO _{lodo} d ⁻¹)
		Y _{DQO} = Rendimento de lodo, como DQO (kgDQO _{lodo} kgDQO _{rem} ⁻¹)*
		Y = Rendimento do lodo, como SVT (kgSVT kgDQO _{rem} ⁻¹)*
Estimativa de massa de DQO utilizada pelo lodo	$DQO_{CH_4} = DQO_{rem} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4}$ $Q_{CH_4} = \frac{(DQO_{CH_4} * R * (273 + T))}{(P * K_{DQO} * 1000)}$	Y _{SVT-DQO} = Fator de conversão (1kgSVT=1,42kgDQO _{lodo})
		DQO _{CH₄} = DQO para produção do metano (kgDQO _{CH₄} d ⁻¹)
		DQO _{SO₄} = DQO para redução do sulfato (kgDQO _{SO₄} d ⁻¹)
		Q _{CH₄} = Vazão de metano (m ³ d ⁻¹)
		R = Constante dos gases (0,08206 atm.L (mol.K) ⁻¹)
		T = Temperatura operacional do reator (°C)
		P = Pressão atmosférica (1 atm)
Estimativa de metano perdido	$Q_{CH_4} = \frac{(DQO_{CH_4} * R * (273 + T))}{(P * K_{DQO} * 1000)}$ $Q_{w-CH_4} = Q_{CH_4} * P_w$ $Q_{o-CH_4} = Q_{CH_4} * P_o$ $Q_{L-CH_4} = Q_m * P_l * f_{CH_4} * \left(\frac{R * (273 + T)}{P * K_{DQO} * 1000} \right)$	K _{DQO} = DQO de um mol de CH ₄ (0,064 kgDQO kgCH ₄ ⁻¹)
		Q _{w-CH₄} = Perda de metano como gás residual (m ³ d ⁻¹)
		Q _{o-CH₄} = Outras perdas de metano na fase gasosa (m ³ d ⁻¹)
		Q _{L-CH₄} = Perda de metano dissolvido no efluente (m ³ d ⁻¹)
		p _w = Metano na fase gasosa perdida como gás residual (%)
		p _o = Metano na fase gasosa considerada outras perdas (%)
		p _l = Metano dissolvido no efluente líquido (kg m ⁻³)
Estimativa da real produção de metano	$Q_{CH_4-real} = Q_{CH_4} - Q_{w-CH_4} - Q_{o-CH_4} - Q_{L-CH_4}$	f _{CH₄} = Fator de conversão da massa de metano em massa de DQO (4kgDQO kgCH ₄ ⁻¹)
		Q _{CH₄-real} = Produção real de metano disponível para recuperação de energia (m ³ d ⁻¹)
Estimativa do potencial energético disponível	$PCI_D = PE_{CH_4} * PCI_{CH_4} * K$ $P_e = Q_{N-CH_4} * PCI_d * ef$	PCI _D = Poder calorífico inferior disponível (kWh Nm ⁻³) - (65% de CH ₄)
		PE _{CH₄} = Peso específico do CH ₄ (kg Nm ⁻³)
		PCI _{CH₄} = Poder calorífico inferior do CH ₄ (kcal kg ⁻¹)
		K = 4,19 KWh.3600 ⁻¹ (conversão de unidades kcal-kJoules-kWh)
		Q _{N-CH₄-real} = Vazão disponível normalizada (Nm ³ d ⁻¹)
		P _e = Potencial de energia disponível (kWh d ⁻¹)
		EF = Eficiência de conversão da máquina térmica (0,25)

Fonte: Adaptado de Bilotta; Ross (2016); Chernicharo (2017); Lobato; Chernicharo; Souza (2012); Rosa; Lobato; Chernicharo (2020).

Consideraram-se custos referente ao consumo elétrico por ano, a partir dos sistemas de distribuição do efluente no reator UASB e no sistema de bombeamento para recirculação do lodo. Para determinação do valor de compra da energia, considerou-se a tarifa determinada pela ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica.

Adotou-se a tarifa horo-sazonal – modalidade verde grupo A4 (BRASIL, 2019). Aplicando ainda as alíquotas de ICMS (27%), PIS (1,65%) e COFINS (7,6%) (ROSENFELDT, 2017). Também foi adotado o desconto para a TE - Tarifa de Energia e TUSD - Tarifa de Uso do Sistema de Distribuição, do valor de 15% (BRASIL, 2013). Para obter uma tarifa constante, calculou-se a média ponderada de energia por hora (ROSENFELDT, 2017), resultando no valor de 0,3876 R\$/kWh. Onde T = Tarifa média ponderada (R\$); T_{fp} = Tarifa fora de ponta (R\$) e T_p = Tarifa de ponta (R\$).

Levou-se em consideração a possibilidade da comercialização da energia produzida, por meio do leilão da ANEEL para geração distribuída de energia elétrica (BRASIL, 2020). Dentre os valores identificados, visualizou-se que a UTE – Usina Termoelétrica de Biogás Bonfim, que comercializa em 0,251 R\$ kWh⁻¹, é uma das poucas unidades que comercializam energia com base no biogás.

Diante disso, determinou-se o preço do kWh, com base na razão entre OPEX e a energia disponível para venda, tendo em conta a rentabilidade do setor de 24,4% e as taxas e impostos, ICMS, PIS e COFINS relatado por Rosenfeldt (2017), bem como os descontos de 15% tanto para TE como para TUSD, garantidos por lei, como ressalta BRASIL (2013). Com isso, comparou-se com os valores de mercado, estabelecidos no leilão, con-

siderando o custo de investimento dos casos, julgando que, ao adotar um valor inferior ao calculado, isso resultará na inviabilidade do sistema.

2.3 Receitas

Realizaram-se duas análises, (1) levando em conta a entrada oriunda da tarifa de serviço de esgoto sanitário cobrada pelos prestadores e (2) sem essa contribuição, para assim definir um limite de viabilidade sobre o sistema de cogeração de energia elétrica, sem interferência das entradas econômicas do esgoto sanitário. Para defini-la utilizou-se o consumo de água das populações atendidas de 150L hab⁻¹d⁻¹.

O volume faturável de esgoto foi de 80% do volume medido pelo consumo da água; assim, adotou-se a média das tarifas de esgoto de respectivamente 2,31 e 1,13 R\$ m⁻³ de esgoto produzido para residência popular com consumo de água de até 10m³ e para residência social com consumo de água até 10m³ obtendo a média de 1,72 R\$ m⁻³ (CAGECE, 2020).

Associou-se também a receita aos custos evitados com o autoconsumo da energia gerada pelo sistema, bem como os valores referentes à energia produzida, a qual entra no fluxo de caixa como receita. Na produção de energia julgou-se necessária uma taxa para cálculo de redução de custo de 0,387 R\$ kWh⁻¹, como exposto anteriormente. Para o caso de venda da energia elétrica excedente, considerou o valor de 0,720 R\$ kWh⁻¹, estão ordenados sobre esse valor todas as taxas e descontos relatados na pesquisa. Para essa tarifa aplicou-se com uma taxa de inflação de 4% a.a, para a projeção do estudo.

Tabela 3 - Equações para cálculo da receita e o custo operacional

$R_{el,n} = R_{el(n-1)} * T_{infl} + R_{el(n-1)}$	$R_{el,n}$ = Receita anual com autoconsumo de eletricidade com a variação da tarifa ao longo dos anos (R\$);
	$R_{el(n-1)}$ = Receita anual com autoconsumo de eletricidade do ano anterior ao calculado (R\$);
	T_{infl} = Taxa de inflação (%); n = Vida útil do projeto (anos).
$OPEX_n = OPEX_{(n-1)} * T_{infl} + OPEX_{(n-1)}$	$OPEX_n$ = Custo operacional anual considerando variação da tarifa ao longo dos anos (R\$);
	$OPEX_{(n-1)}$ = Custo operacional anual do ano anterior ao calculado (R\$);
	T_{infl} = Taxa de inflação (%); n = Vida útil do projeto (anos).

Fonte: Adaptado de Valente (2015).

2.4 Cálculos financeiros durante a vida útil do projeto

Os cálculos de OPEX e receita foram gerados para um horizonte de vinte anos, aplicando uma taxa de inflação determinada entre o limite inferior e superior de 2020 (BRASIL, 2017). Os limites supracitados foram respectivamente 2,5% e 5,5%, com uma meta para inflação efetiva de 4,0% a.a. Determinaram-se as receitas e os custos por meio das equações expostas na Tabela 3 (VALENTE, 2015).

2.5 Análise de viabilidade

Para a análise de viabilidade adotou-se a abordagem baseando-se em diversas etapas sele-

cionadas (RASOTO et al., 2012), como: Coleta de dados; Estimativa do fluxo de caixa líquido; Aplicação da MMAI (Metodologia Multi-índice de Análise de Investimento); Determinação dos IVEPIS (Indicadores de Viabilidade Econômica de Projetos de Inovação); Interpretação dos IVEPIS (outros fatores não ponderáveis monetariamente); Emissão do parecer econômico e, por fim, a decisão gerencial.

Dentre os indicadores selecionados para análise estão VPL, VPLa, TIR, TIRm (Taxa Interna de Retorno Modificada) e LCOE, sendo esses expressos na Tabela 4; dentre esses o TIRm consiste no ajuste da TIR. Os parâmetros financeiros foram baseados em uma inflação de 4,0% a.a, com projeto de vida útil de 20 anos e Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 12%.

Tabela 4 - Indicadores econômicos: VPL, VPLa, TIR e LCOE

$VPL = FC_p + \frac{FC_1}{(1+t)^1} + \dots + \frac{FC_n}{(1+t)^n}$	VPL = Valor Presente Líquido (R\$);
	FC_n = Fluxo de Caixa para o enésimo ano (R\$);
	FC_p = Fluxo de Caixa para o ano zero (R\$); t = Taxa de desconto (%); n = Vida útil do projeto (anos).
$VPLa = VPL * \left(\frac{i * (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right)$ $TIR = \text{Investimento} + \sum_{j=0}^n \frac{FC_j}{(1+TIR)^j}$	$VPLa$ = Valor Presente Líquido Anualizado (R\$);
	i = Taxa de juros (%);
	FC = Fluxo de Caixa líquido no momento j (R\$); J = Momento (ano)
$LCOE = \frac{\sum_{j=0}^n \frac{CAPEX_j + OPEX_j}{(1+t)^j}}{\sum_{j=0}^n \frac{E_j}{(1+t)^j}}$	$LCOE$ = Custo de Nivelamento de Eletricidade Gerada durante vida útil (R\$ Kwh ⁻¹);
	$CAPEX$ = Custo de Investimento do ano j (R\$);
	$OPEX$ = Custo de Operação e manutenção do ano j (R\$); E = Energia gerada no ano j (Kwh ano ⁻¹);

Fonte: Adaptado de Rasoto et al. (2012).

2.6 LCOE – Custo Nivelado de Energia

Calculou-se também o LCOE⁴ para determinar o custo da produção de energia, aplicando os limites estabelecidos (REN21, 2017), para produção de energia elétrica em plantas de 1 a 20 MW, conforme expresso na Tabela 4.

3 RESULTADOS

Por meio das características predefinidas (Tabela 1) da água residuária, estimou-se a parcela de DQO_{CH4} (Tabela 2) e obteve-se a vazão de metano, e por meio disso calculou-se a potência elétrica recuperada para cada situação do estudo. Foram incluídas também as perdas de DQO e metano ao longo do processo, resultando nas parcelas na Tabela 5. Para os cálculos de potência elétrica gerada, adotou-se um gerador GTK, visando ao aproveitamento do metano em sua totalidade.

Diante disso, obteve-se a relação unitária de geração de metano ($0,132 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ AR}$), para um

reator UASB, com o aumento da carga devido à recirculação do decantador secundário após o FBP para o reator UASB. Com o metano estimado, alcançou-se uma recuperação de energia elétrica média de $0,562 \text{ kWh m}^{-3} \text{ AR}$. Os valores sobre-ditos encontram-se dentro da faixa obtida nas literaturas, as quais variam dentre $0,134$ a $0,416 \text{ Nm}^3\text{CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ AR}$ e $0,417$ a $0,562 \text{ kWh m}^{-3} \text{ AR}$ (ESTRADA-ARRIAGA et al., 2021; LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012; MONTES et al., 2019; ROSA et al., 2016).

Conforme demonstrado anteriormente, a energia produzida supera a requerida pelas ETEs (proporcionando o autossuprimento em 100% de suas necessidades), mostrada na Tabela 5. As parcelas da energia gerada utilizada pelo sistema foram de 22,70; 36,07 e 36,06% respectivamente para os casos 1, 2 e 3. Resultando em um excedente de respectivamente de 652,08; 2.696,71 e 5.394,16 kWh d⁻¹, os quais foram lançados na rede da concessionária de energia visando à obtenção de créditos.

Tabela 5 - Vazão de metano, potência elétrica recuperada e potência requerida pelos sistemas

Caso	Metano	Energia elétrica	Potência de funcionamento	Gerador GTK	Potência requerida
	Nm ³ d ⁻¹	kWh d ⁻¹	kw	Modelo	kWh d ⁻¹
ETE 1	198,11	843,64	34,15	35B	191,56
ETE 2	990,57	4.218,24	175,76	190B	1.521,52
ETE 3	1.981,14	8.436,48	351,52	350B	3.042,32

3.1 Custo do sistema

A composição dos custos de investimento envolveu obras civis, equipamentos e o processo de licenciamento das obras e do sistema (Tabela 6). Tais custos foram determinados pela quantificação de itens, mão de obra para instalação e construção das unidades. Abstraiu-se, por meio dos dados, que o investimento *per capita* se tornou mais

oneroso para o caso 1 ($272,97 \text{ R\$ habitante}^{-1}$), em relação aos casos 2 e 3, sabendo que ambas as ETEs possuem valores de investimentos mais dispendiosos se associados ao primeiro caso. Deduz-se, ainda, a proximidade dos valores dos casos 2 e 3 para o investimento *per capita*, mesmo requerendo um valor de investimento duas vezes superior (Tabela 6).

⁴ *Levelized Cost of Energy* ou *Levelized Energy Cost* – Custo Nivelado de Energia

Tabela 6 - Valor de investimento por caso e custo de manutenção e operação no ano zero

Caso	Obra civil	Equipamentos	Licenças	Valor de investimento	Investimento por habitante	Custo no ano zero
	R\$	R\$	R\$	R\$	R\$ hab ⁻¹	R\$
ETE 1	856.155,13	1.558.032,79	23.092,46	2.729.754,02	272,97	49.074,01
ETE 2	2.930.638,10	3.661.506,04	50.474,10	7.439.732,43	148,79	159.326,44
ETE 3	6.752.334,47	6.073.076,55	54.016,73	14.424.959,08	144,25	264.576,64

Nota: Foi aplicado sobre o valor final 12% referente ao projeto, como proposto por Alves (2010).

Os valores referentes ao custo anual de operação e manutenção foram aplicados após o primeiro ano do projeto, e aos posteriores ao primeiro adotou-se uma taxa de inflação de 4% a.a. Inseriu-se no custo o *overhaul*, no período de quatro anos, destinado para manutenção do CHP e para troca de peças móveis, devido à vida útil determinada pelo fabricante (CREMONEZ et al., 2021; VALENTI et al., 2018), na Tabela 6 estão os valores do ano zero para cada ETE do *overhaul*.

3.2 Receita

Como relatado nos capítulos anteriores, os gastos evitados com o autoconsumo de energia e os valores referentes à comercialização do excedente foram categorizados como receita (Tabela 7). Para os cálculos, utilizou-se o consumo de cada tecnologia, sobre a taxa de energia elétrica determinada pela ENEL e ANEEL, enquanto para a venda aplicaram-se os custos anuais, investi-

mento e a rentabilidade, bem como os impostos ICMS, PIS e COFINS (PARRA et al., 2019). Tomou-se igualmente como receita a contribuição de esgoto sanitário cobrada pelos prestadores da companhia de saneamento.

Investigou-se a existência de viabilidade nos casos em estudo a partir do cálculo do VPL e da TIR. Haja vista o tratamento distinto dos casos de estudo em função de sua escala, aplicaram-se também o VPLa e a TIRm, como abordado anteriormente, que colaboraram para conseguir realizar uma comparação homogênea. Os valores negativos de VPL e VPLa, foram devidos à ausência de receita referente à tarifa de esgoto sanitário e custos de investimento, operação e manutenção do sistema de tratamento, como descrito na metodologia, tendo sido analisada a viabilidade dos sistemas tanto na presença como na ausência a fim de poder interpretar seu comportamento diante do fluxo caixa.

Tabela 7 - Receita sobre a cobrança da tarifa de esgoto sanitário para o primeiro ano de projeto e demais receitas

Caso	População	Tarifa de esgoto sanitário	Energia lançada na rede	Custo evitado com o autoconsumo
	Hab.	R\$ ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹	R\$ ano ⁻¹
ETE 1	10.000	753.360,00	181.498,42	27.101,88
ETE 2	50.000	3.766.800,00	750.589,03	215.264,02
ETE 3	100.000	7.533.600,00	1.501.381,63	430.424,57

3.3 Viabilidade

Os principais resultados obtidos com a análise de viabilidade da recuperação de metano para geração de energia elétrica foram sintetizados nas representações gráficas a seguir. Constam na Fig.

1 os balanços de energia das ETEs fornecendo 100% de suas necessidades energéticas (energia destinada para o sistema de recirculação de lodo e para estação elevatória), possibilitando a geração de receita com o autoconsumo de eletricidade e com a venda do excedente gerado.

Como mostra a Fig. 1, a energia consumida nos casos 1, 2 e 3 foi de respectivamente 69.919,76; 555.356,52 e 1.110.446,09 kWh ano⁻¹. São os menores valores das três parcelas de energia

(gerada, consumida e excedente), fato este que está associado à reduzida demanda de energia do arranjo estudado, mesmo na situação crítica de energia elétrica aplicada.

Tabela 8 - Projetos elaborados e seus indicadores econômicos

Caso	População	VPL	VPLa	TIR	TIRm	Payback	
	Habitantes	R\$		%		Descontado	Simplex
						Meses	
ETE 1*	10.000	2.187.947,87	292.919,79	21,93	15,35	90,36	36,6
ETE 2*	50.000	29.458.425,95	3.943.858,13	55,49	21,34	26,16	25,2
ETE 3*	100.000	61.987.823,51	8.298.854,19	58,98	21,73	25,41	26,52
ETE 1**	10.000	-861.016,94 ⁽⁰⁾	-115.271,90 ⁽⁰⁾	1,67	7,05	200,76	<240 ¹
ETE 2**	50.000	3.193.198,37	427.501,50	24,16	15,94	41,52	65,88
ETE 3**	100.000	8.892.078,32	1.190.460,60	32,28	17,78	32,4	42,12

Nota: ⁽⁰⁾Saldo do caso 1 é negativo, ou seja, o investimento não se paga no tempo de projeto estabelecido.

* Considerando a tarifa de esgoto sanitário como receita;

** Desconsiderando a tarifa de esgoto sanitário como receita

As parcelas de energia sobreditas, que constituíram as entradas, foram responsáveis por pagar parte do investimento. Analisaram-se os fluxos de caixa (com e sem a taxa de esgoto sanitário). Diante disso, inferiu-se que nos casos com a tarifa identificou-se a viabilidade econômica. Dentre os três casos, o primeiro apresentou elevado *payback*, que pode ser interpretado como um tempo elevado para o pagamento do investimento. Isso torna o projeto com um alto risco, pois podem ocorrer problemas externos (foram do alcance de controle do empreendedor), afetando-o e elevando o tempo do pagamento. Em contrapartida, avaliando o VPL e a TIR houve viabilidade, entretanto com um alto risco. Identificou-se o mesmo na situação desconsiderando a tarifa de esgoto sanitário, e o caso sobredito mostrou-se inviável e não rentável, apresentando ainda uma TIR inferior à TMA de 12%.

Já os casos 2 e 3 atingiram o retorno em um tempo consideravelmente inferior ao caso 1, levando em conta a amortização e as taxas de desconto, interpretando-se como projetos viáveis e rentáveis, como exposto na Tabela 8. Deve-se salientar que se aplicaram as situações críticas para os casos, visando explorar os limites de cada situação estudada.

Ressalta-se, ainda, que os custos de investimento influem diretamente na viabilidade. Visualiza-se na Fig. 1 uma diferença do caso 3 quanto ao valor de obra civil que se sobrepõe à de equipamentos em R\$ 679.257,92, fato este que esteve associado à dimensão da ETE, o que não ocorre nos casos 1 e 2. Ainda levando em consideração o capital investido, observa-se na Fig. 2 a representação da receita durante a vida útil do projeto de cada caso; mesmo com o elevado investimento (Tabela 6), o caso 3 é o que apresenta maior expansão de sua receita.

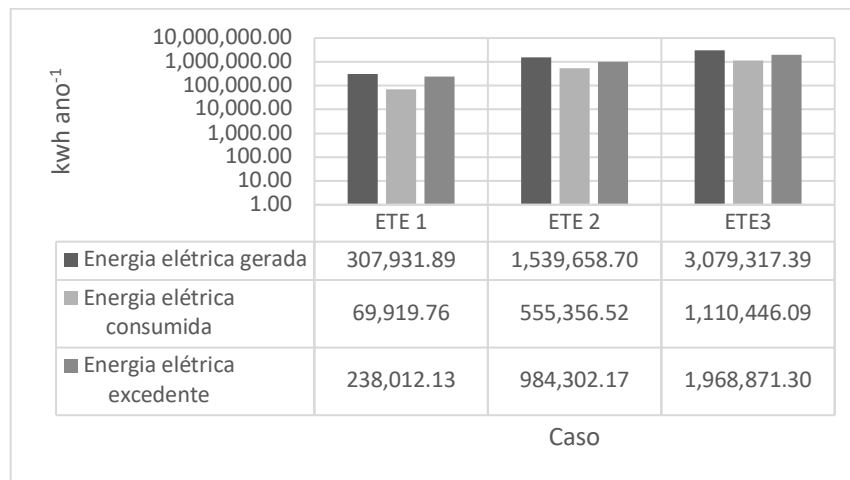


Figura 1 - Geração de energia elétrica por caso

Nota: Eixo do gráfico está representado em escala logarítmica para melhor comparação dos casos

Do mesmo modo, a representação da receita da ETE 1 (Fig. 2) não apresentou uma expansão considerável no tempo do projeto, se comparada ao cenário de 50.000 e 100.000 habitantes. Sabendo que investimento em plantas de biogás, em ETE com médio e grande porte, como os casos 2 e 3, apresentam um elevado potencial de gerar maiores receitas, como visualiza-se na Fig. 2, contribuindo para um pagamento do investimento em um menor tempo. A primeira ETE possui risco considerável de não haver o retorno do investimento, como debatido anteriormente, mesmo considerando uma receita improvável, como a tarifa de esgoto sanitário.

Comparou-se o capital aplicado por kW instalado e por energia produzida com o limiar levantado no relatório de status global de energia, que estabelece margens quanto ao valor de aplicação na instalação do sistema, bem como o nivelamento por escala de cada caso de acordo com a tecnologia adotada para geração. O capital de investimento, segundo REN21 (2017), deve estar entre 500 e 6.500 US\$ kW⁻¹ e os custos típicos de energia (custo para produzir energia, leva em consideração o investimento apenas no sistema de cogeração), custo de nivelamento de

energia (LCOE) de 0,06 a 0,19 US\$ kWh⁻¹; para determinação em real aplicou-se uma taxa de câmbio de R\$ 3,82.

Compararam-se os resultados dos cálculos (Tabela 9) com os parâmetros supracitados, e os casos que atenderam foram os cenários de 50.000 e o de 100.000 habitantes, com respectivamente 4.774,87 e 3.812,41 US\$ kW⁻¹. Ambos atenderam o LCOE com valores de 0,10 US\$ kWh⁻¹ [caso 2] e 0,08 US\$ kWh⁻¹ [caso 3].

Já o primeiro cenário [caso 1], o qual mostrou um elevado *payback*, representou elevado risco para uma aplicação financeira. Também não atendeu os limites recomendados pela REN21 (2017), o que o torna inviável para o investimento aplicado de R\$ 2.729.754,02 e obtendo uma entrada de apenas 307.932,25 kWh ano⁻¹, com potência instalada 35,15 kW. O mesmo foi confirmado pelos indicadores calculados, abordados anteriormente, sem os custos do sistema de esgoto sanitário (considerando os custos apenas da planta de biogás), o qual apresentou uma TIR e TIRm respectivamente de 1,67 e 7,05% e valores para o VPL e VPLa inferiores a zero (R\$ -861.016,94 e R\$ - 115.271,90).

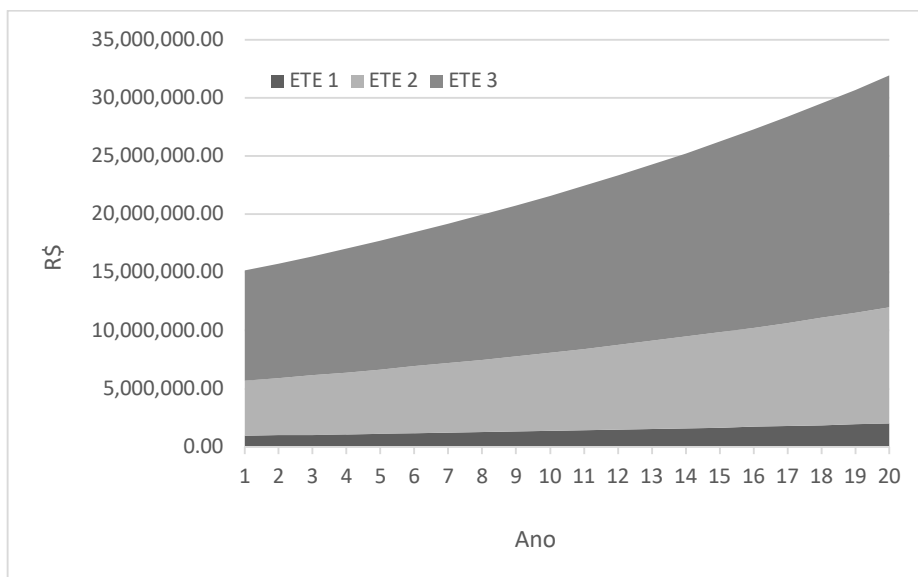


Figura 2 - Receita considerando todas as entradas durante a vida útil dos projetos

Tabela 9 - Custo de nivelamento e instalação

Caso	População	Investimento	LCOE
	Hab.	US\$ kW ⁻¹	US\$ kWh ⁻¹
ETE 1	10.000	10.769,08	0,25
ETE 2	50.000	4.774,87	0,10
ETE 3	100.000	3.812,41	0,08

Nota: Taxa de câmbio de R\$ 3,82 considerada para conversão de Dólar para Real.

Analisando os custos por kW instalado e o LCOE comentados anteriormente dos casos 2 e 3, com seus resultados de viabilidade, afirma-se que são os cenários de maior viabilidade e rentabilidade para o investimento nas plantas de biogás de R\$ 3.205.865,02 [caso 2] e R\$ 5.119.341,87 [caso 3], levando-se em consideração o investimento por potência de 4.774,87 e 3.812,41 US\$ kW⁻¹ e os indicadores como TIR 24,16% [caso 2] e 32,28% [caso3] e TIRm de 15,94% [caso 2] e 17,78% [caso 3], os quais são superiores ao mínimo determinado. Segundo REN21 (2017) o investimento em biogás é o mais reduzido no mundo, todavia é uma das propostas mais viáveis se comparado com o valor de investimento para produção de kWh, como pôde ser observado com os valores para os cenários de 50.000 habitantes e 100.000 habitantes de respectivamente 0,10 e 0,08 US\$ kWh⁻¹.

3.4 Incentivos do uso energético do biogás

O aproveitamento energético do biogás promove a redução da emissão de “GEEs – Gases do Efeito Estufa, sendo o PAG – Potencial de Aquecimento Global do CH₄ 21 vezes superior ao CO₂” (BILOTTA; ROSS, 2016). Relata-se que a combustão do metano para gerar energia pode “reduzir a tonelada de CO_{2eq} lançado na atmosfera” (IPCC, 2009). Dessa maneira determinou-se quanto seria reduzido em toneladas de CO_{2eq} para os casos em 1, 2 e 3 de respectivamente 1.097; 5.486 e 10.972 T(CO₂) ano⁻¹, considerando que ao consumir 16 gCH₄ mol⁻¹ são liberadas 44 gCO₂ mol⁻¹ na atmosfera (BILOTTA; ROSS, 2016). Diante disso, obtiveram-se os valores referentes à redução de GEEs por ano como exposto na literatura.

Tabela 10 - Redução da emissão de GEEs consideradas para o primeiro dano do estudo

Caso	Massa queimada	Massa de CO ₂	Emissão evitada	Redução de emissão de GEEs
	T(CH ₄) ano ⁻¹	T(CO ₂) ano ⁻¹	T(CO ₂) ano ⁻¹	T(CO _{2eq}) ano ⁻¹
ETE 1	55,36	66,42	1.162,62	1.097
ETE 2	276,81	327,11	5.813,10	5.486
ETE 3	553,63	654,23	11.626,20	10.972

Estimou-se a venda dos certificados de emissão de redução de GEEs, considerando a cotação de 25,29 € T(CO₂)⁻¹ tornando sua comercialização altamente possível. Utilizou-se um câmbio de R\$ 4,11 e inferiu-se que pode ser obtida uma receita anual para as ETes estudadas, nos casos 1, 2 e 3 de respectivamente 114.024,26; 570.225,26 e 1.140.450,53 R\$ ano⁻¹, valores esses para o ano zero do projeto, são ainda elevados em relação às receitas cotadas, mostrando-se altamente admissível. Não levaram-se em conta tais receitas para a análise de viabilidade, devido à instabilidade do mercado no tempo de projeto definido, em razão da variação cambial e o preço da T(CO₂). Todavia, isso não impede a sua aplicação em projetos futuros, pois a venda de certificados mostrou-se altamente rentável na situação de mercado estudada.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nessa pesquisa estudou-se a viabilidade do aproveitamento energético do metano, proveniente da digestão anaeróbia da água residuária doméstica em reatores UASB. Com isso, constatou-se que ETes de pequeno porte atendendo até 10.000 habitantes não se mostram rentáveis nem viáveis economicamente, não pagando seu investimento de R\$ 1.446,079,35 e com TIR inferior à TMA. Salientando que foram dentro das condições pré-estabelecidas para esse estudo, dependendo muito das características da água residuária, que variam sob diversos fatores. Mesmo considerando receitas, como a tarifa do esgoto sanitário, o sistema se mostrou com um

payback bastante alto, havendo um grande risco de investimento.

Os casos de ETes de médio e grande porte expuseram uma alta viabilidade e rentabilidade sobre o primeiro caso, tanto os valores de VPL foram altos e positivos, como os referentes a TIR foram bastante superiores à TMA, mesmo com e sem a adição da tarifa de esgoto sanitário influenciando na análise. As receitas consideradas conseguiram suprir o pagamento do investimento em tempo favorável, mesmo nas condições críticas consideradas.

Constatou-se que a venda dos créditos de carbono é algo bastante rentável, auxiliando na receita dos projetos, como mencionado anteriormente. A pesquisa observou também que a implementação de medidas de incentivo da utilização do biogás para geração de energia elétrica contribui diretamente na instalação de plantas de biogás. Dentre esses incentivos, aponta-se a redução de impostos e/ou políticas públicas.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Silva TP; **Metodologia:** Silva TP, Oliveira Júnior JL, Cordeiro RM; **Redação - primeira versão:** Silva TP; **Redação - Revisão & edição:** Silva TP; **Supervisão:** Oliveira Júnior JL, Cordeiro RM.

6 REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 3, p. 1696–1708, 2012.

- ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G. J. W. A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. **Engineering**, v. 3, n. 3, p. 299–307, jun. 2017. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>.
- BILOTTA, P.; ROSS, B. Z. L. Estimate of energy generation and of greenhouse gas emission on biogas recovery from wastewater treatment plant. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 275–282, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016141477>
- BRASIL. **Decreto no 7.891, de 23 de janeiro de 2013**. , 2013.
- BRASIL. **Guia técnico sobre geração distribuída de energia elétrica por biogás em estação de tratamento de esgoto**. 1. ed. Brasília, Distrito Federal: [s.n.].
- BRASIL. **Resolução CONAMA/MMA no 499**. Brasil, 2020. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-conama-mma-n-499-de-6-de-outubro-de-2020-281790575>>
- BRASIL, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT). **Elaboração de projetos de hidráulicos-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitário - NBR 12.209-2011**. Brasil, 2011.
- BRASIL, A. N. DE E. E.-A. **Resolução Homologatória no 2.530**. Brasil, 2019.
- CAGECE. **Estrutura Tarifária**. Brasil: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.cagece.com.br/produtos-e-servicos/precos-e-prazos/estrutura-tarifaria/>>.
- CAMACHO, C. E. G.; RUGGERI, B. Syntrophic microorganisms interactions in anaerobic digestion (ad): a critical review in the light of increase energy production. **Chemical Engineering Transactions**, v. 64, p. 391–396, 2018. <https://doi.org/10.3303/CET1864066>
- CERNICHARO, C. A. DE L. et al. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018.
- CERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73–92, fev. 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5683-5>.
- CERNICHARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 649–679, 21 dez. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>.
- CERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. p. 379, 2017.
- CERNICHARO, C. A. DE et al. Contribution for improving the design, construction and operation of UASB reactors treating sewage – Part 1: Topics of Interest. **Revista DAE**, v. 66, n. 214, p. 5–16, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.038>.
- CREMONEZ, P. A. et al. Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 281, n. August 2020, p. 111854, mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111854>.
- ESTRADA-ARRIAGA, E. B. et al. Enhanced methane production and organic matter removal from tequila vinasses by anaerobic digestion assisted via bioelectrochemical power-to-gas. **Bioresource Technology**, v. 320, n. September 2020, p. 124344, jan. 2021.
- GUPTA, P.; SREEKRISHNAN, T. R.; AHAMMAD, S. Z. Role of sludge volume index in anaerobic sludge granulation in a hybrid anaerobic reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 283, p. 338–350, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.058>
- HAI, R. et al. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater In a sequencing batch biofilm reactor. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 23, n. 1, p. 303–308, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2014.09.036>.
- IPCC, I. P. O. C. C. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. [s.l.] IGES, Japan, 2009.
- LI, J. et al. Performance and granulation in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating saline sulfate wastewater. **Biodegradation**, v. 25, n. 1, p. 127–136, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10532-013-9645-2>.
- LOBATO, L. C. S.; CERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, 1 dez. 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.514>
- LOGANATH, R.; SENOPHIYAH-MARY, J. Critical review on the necessity of bioelectricity generation from slaughterhouse industry waste and wastewater using different anaerobic digestion reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 134, n. August 2019, p. 110360, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110360>
- MA, G.; CHEN, Y.; NDEGWA, P. Association between methane yield and microbiota abundance in the anaerobic digestion process: A meta-regression. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 135, n. March 2020, p. 110212, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110212>.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 4. ed. United States of American: [s.n.].
- MONTES, J. A. et al. Biogas production from the liquid waste of distilled gin production: Optimization of UASB reactor performance with increasing organic loading rate for co-digestion with swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 274, n. November 2018, p. 43–47, fev. 2019.
- MOREIRA, Y. W. N. et al. Partida de reator uasb em escala real no tratamento de esgoto doméstico em região de clima quente. **Revista DAE**, v. 68, n. 226, p. 126–146, 18 set. 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.071>

- NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of Biogas Produced in Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odor Control and Energy/Resource Recovery. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 93–114, fev. 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2754-6>
- PADMASIRI, S. I. et al. Methanogenic population dynamics and performance of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating swine manure under high shear conditions. **Water Research**, v. 41, n. 1, p. 134–144, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.09.021>.
- PARRA, D. et al. A review on the role, cost and value of hydrogen energy systems for deep decarbonisation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, n. July 2018, p. 279–294, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.010>.
- PHAM, T. P. T. et al. Food waste-to-energy conversion technologies: Current status and future directions. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 399–408, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.004>
- RASOTO, A. et al. **Gestão Financeira : enfoque em Inovação**. 1. ed. Curitiba: [s.n.].
- REN21. **Renewable Energy policy Network for the 12st Century - RENEWABLES 2017 GLOBAL STATUS REPORT**. Paris: [s.n.].
- RIBEIRO, E. M. et al. Power generation potential in posture aviaries in Brazil in the context of a circular economy. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 18, p. 153–163, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2016.10.009>.
- RIBEIRO, T. B. et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 2: Tratamento preliminar, bombeamento e distribuição de vazão. **Revista DAE**, v. 66, n. 214, p. 17–29, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.039>
- ROSA, A. P. et al. Energy potential and alternative usages of biogas and sludge from UASB reactors: case study of the Laboreaux wastewater treatment plant. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 7, p. 1680–1690, 7 abr. 2016.
- ROSA, A. P. et al. Assessing the potential of renewable energy sources (biogas and sludge) in a full-scale UASB-based treatment plant. **Renewable Energy**, v. 124, p. 21–26, ago. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.09.025>
- ROSA, A. P.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Mathematical model to predict the energy potential of UASB-based sewage treatment plants. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 37, n. 1, p. 73–87, 18 mar. 2020. <https://doi.org/10.1007/s43153-020-00012-2>.
- ROSENFELDT, S. **Viabilidade técnico-econômica de produção de energia elétrica em ETEs a partir do biogás**. 1. ed. Brasília, Distrito Federal: [s.n.].
- SANTOS, I. F. S. DOS; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L. Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater treatment plants in Brazil: an assessment of feasibility and potential. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, p. 504–514, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.072>.
- SILVEIRA, B. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. 2. ed. Brasília, Distrito Federal: Ministério das cidades, 2017.
- VALENTE, V. B. **Análise de viabilidade econômica e escala mínima de uso do biogás de reatores anaeróbios em estação de tratamento de esgoto no Brasil**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.
- VALENTI, F. et al. Spatial analysis of feedstock supply and logistics to establish regional biogas power generation: A case study in the region of Sicily. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 97, n. May 2017, p. 50–63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.022>
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. . **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. Iwa Publishing, p. 856, 2005.

Estatística experimental aplicada para determinar o par ideal da dosagem de coagulante e nível do pH de coagulação para tratamento de água de abastecimento público

Experimental statistics applied to determine the ideal combination of coagulant dosage and pH level for urban water supply

• **Data de entrada:**
10/11/2021

• **Data de aprovação:**
17/01/2023

Diego Gouveia Marques^{1*} | Valquíria Campos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.004>

ORCID ID

Marques DG  <https://orcid.org/0000-0002-3402-9202>

Campos V  <https://orcid.org/0000-0001-6568-9935>

Resumo

O tratamento de água para abastecimento compreende diversos processos físico-químicos empregados na remoção de compostos de interesse sanitário. Dentre os processos, destaca-se a etapa de coagulação como essencial para o tratamento efetivo. A coagulação, por sua vez, atinge eficácia quando atrelada a diversos fatores, destacando-se o par “dosagem de coagulante e pH de coagulação”. Ensaios de *jar test* para a obtenção do par ideal referem-se a procedimentos consolidados como parte da rotina das estações de tratamento de água. Entretanto, as metodologias comumente utilizam como resultados apenas a porcentagem de remoção da turbidez na escolha das condições e dosagens, de forma que a ausência de verificação estatística pode acarretar na escolha de condições operacionais que implicam no maior gasto com reagentes. Este trabalho teve como objetivo utilizar-se da estatística experimental, como análise de variância, e teste de Tukey, no sentido de obter o par “dosagem de coagulante versus pH de coagulação” no tratamento de água para abastecimento público. Dentro do planejamento experimental foram utilizadas amostras de água bruta da represa Cachoeira do França, São Paulo, coletadas na ETA Vargem Grande. Os resultados revelam que quando utilizados somente os dados de menor turbidez remanescente, opta-se por cenários com maior gasto de reagente, especificamente o pH de 6,96 e a dosagem de coagulante de 15 mg L⁻¹. Entretanto, a partir dos testes estatísticos verifica-se que o contraste não significativo, a 5% de significância entre os tratamentos, pode indicar condições de operação mais econômicas e de redução de turbidez. Com relação ao parâmetro pH, a amostra com pH 6,46 obteve resultados sem contraste significativo a 5% com relação à amostra com pH 6,96, portanto ao optar-se pelo pH menor há menor necessidade de alcalinizante. Acerca da dosagem de coagulante, a turbidez remanescente da amostra em que se dosou 12 mg L⁻¹ não apresentou contrastes significativos a 5% de significância com a dosagem de menor média de turbidez de 15 mg L⁻¹, resultando na economia de 20% do reagente ao optar-se pela menor dosagem. O controle de reagentes nessa magnitude impacta na questão financeira e, do ponto de vista ambiental, o menor uso de reagente satisfaz princípios do desenvolvimento sustentável nas organizações.

Palavras-chave: Coagulante. pH. Estatística experimental. Tratamento de água.

¹ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Instituto de Ciência e Tecnologia – Sorocaba – São Paulo – Brasil.

* **Autor correspondente:** dieogm44@outlook.com.

Abstract

Water treatment for human supply consists of several physicochemical processes aimed at removing impurities to ensure its potability. Coagulation stands out among these processes because it is crucial for the effectiveness of water treatment. Several conditions must be met to ensure the effectiveness of the coagulation process, the most important of which are the correct combination of coagulant dosage and pH level. Jar testing, which is widely used to determine the best combination of coagulant dosage and pH level, is a routine test employed by water treatment plants (WTP). However, the results of various methodologies usually take into account only residual turbidity for the choice of conditions and levels. This absence of statistical validation may cause misinterpretation of the results, leading to the excessive use of chemical reagents. The purpose of this research was to apply experimental statistics such as analysis of variance and Tukey's test to determine the ideal combination of coagulant dosage and pH level in the treatment of urban water supply. The experimental design involved the use of water samples from Cachoeira do França reservoir, collected at the Vargem Grande WTP in the state of São Paulo, as a tool to underpin operational decisions aimed at reducing the amount of chemicals used in the process. The results indicate that when only the lowest residual turbidity data are used, the tendency is to employ larger amounts of reagents, specifically, at a pH level of 6.96 and coagulant dosage of 15 mg L⁻¹. However, based on the statistical analyses, the final choice considered ideal was a pH level of 6.46 and a coagulant dosage of 12 mg L⁻¹, due to nonsignificant contrasts between the treatment means in 5% of significance level. This choice reduced the requirements of both chemical reagents, i.e., the alkalinizing agent to adjust the pH level and the coagulant dosage. In terms of coagulant dosage, the choice based on Tukey's test would result in a 20% reduction in chemical reagents. Savings of this magnitude in chemical reagents provide a strong positive financial impact. Moreover, from an environmental standpoint, the use of smaller amounts of chemical reagents satisfies the principles of sustainable development in organizations.

Keywords: Coagulant. pH. Experimental statistics. Water treatment.

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de águas superficiais ou subterâneas para abastecimento é composto por um conjunto de processos e operações unitárias, visando à remoção de componentes de interesse sanitário, garantindo a adequação da água tratada aos parâmetros de potabilidade definidos na legislação e propiciando o consumo seguro (DI BERNARDO et al., 2011). Existem diversas tecnologias que podem ser aplicadas para esse fim, entretanto a tecnologia mais consagrada no país e no mundo é denominada de convencional ou ciclo completo. Trata-se da tecnologia que possui a adição de coagulante em uma unidade de mistura rápida, floculação, sedimentação e filtração (LACERDA et al., 2019).

Uma das etapas de maior importância no tratamento de água é o processo de coagulação, uma vez que, não sendo efetiva, todas as etapas subsequentes serão prejudicadas, reforçando a necessidade de estudos para melhor entendimento do processo (CORDEIRO et al., 2016). Lopes et al. (2020) destacam que estudos de condições operacionais, como a dosagem de coagulante e pH de coagulação, são necessários para que ocorra boa eficácia no tratamento. Como descrito por Bartiko (2011), não existe uma dosagem ótima de coagulante ou pH de coagulação ótimo, e sim um par de valores para dosagem de coagulante versus pH de coagulação indicado para situações específicas. Uma prática consolidada é o ensaio de jarros ou *jar test*, possibilitando a comparação imediata de diferentes dosagens de reagentes e condições de operação como pH e gradientes

de agitação (SANTOS, 2011). A otimização do processo utilizando-se de ensaios de jarro serve para o menor gasto de reagentes e melhor remoção de partículas de interesse sanitário. A menor utilização de reagentes torna-se altamente pertinente no âmbito ambiental, como levantado no princípio 1 da ecoeficiência “redução de materiais utilizados nos bens e serviços” (WBCSD, 2000). A ecoeficiência, por sua vez refere-se ao conjunto de elementos empregados por ampla coligação internacional de empresas com foco no desenvolvimento sustentável, tornando-se referência em direcionamentos pautados em “produzir menos com mais” (ACHON, 2008).

Se de forma direta a redução na dosagem do coagulante é benéfica do ponto de vista econômico e ambiental, outras vantagens também são alcançadas com menores dosagens. Primeiramente, por se tratar de um reagente ácido, dosagens mais baixas resultam em menor necessidade de alcalinizante para a adequação do pH de operação. Com relação à formação de lodo, o principal resíduo de uma estação de tratamento de água (ETA), a quantidade de coagulantes, auxiliares de coagulação e alcalinizantes influencia diretamente na quantidade gerada (CARVALHO, 2016); sendo assim, o menor uso de coagulantes indiretamente resulta na redução de custos e impactos ambientais do resíduo do processo. Pereira et al. (2012) obtiveram, por exemplo, a influência de 10 a 30% dos produtos químicos adicionados no tratamento, na produção do resíduo sólido em estudo de caso utilizando banco de dados reais de uma ETA de Juiz de Fora, Minas Gerais.

Nota-se, entretanto, em alguns trabalhos, como os de Wimmer (2007) e Filho et al. (2011), que os resultados considerados como melhor par utilizam-se de apenas a porcentagem de remoção de turbidez de cada amostra, ou da média de turbidez final, caso ocorram repetições da condição, não sendo realizados os testes de significância estatística. Desse modo, podem ocorrer conclu-

sões imprecisas quanto às melhores dosagens de reagentes. Como opção de abordagem estatística, a análise de variância (ANOVA) é uma ferramenta empregada amplamente em estudos com grupos experimentais e grupos controle, de modo que o resultado pode indicar o contraste significativo em certo nível de significância de pelo menos um dos grupos, em relação aos outros. Quando indicado o contraste significativo pela ANOVA, adicionalmente, são empregados testes de comparação de média, sendo a técnica mais frequentemente empregada o teste de Tukey, cujo resultado especifica a diferença entre a média dos grupos. A indicação da diferença é feita por letras, e grupos que não possuem uma letra em comum possuem diferença significativa no nível de significância proposto (NANDA et al., 2021).

2 OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo principal obter valores de pH e dosagem de coagulante ideal, mediante delineamento inteiramente casualizado, ANOVA e teste de Tukey, em ensaios com água bruta da represa Cachoeira do França, Juquitiba, coletadas na ETA Vargem Grande, São Paulo.

Como objetivos específicos foram comparados os resultados obtidos com o par ideal “dosagem de coagulante versus pH” indicado pela média simples dos resultados, observando oportunidades de economia de reagente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste estudo utilizou-se água bruta superficial da represa Cachoeira do França, Juquitiba, São Paulo, utilizada no abastecimento da região metropolitana de São Paulo (RMSP), aduzida por bombas da represa e coletada no laboratório da ETA Vargem Grande, em Vargem Grande Paulista, São Paulo. O manancial em questão está classificado como classe 1, e o Índice de Qualidade das Águas (IQA)

indica classificação “Boa” para a qualidade das águas, segundo aferições periódicas da CETESB (ENCIBRA e PRIME ENGENHARIA, 2011).

O policloreto de alumínio (PAC) comercial foi utilizado na fase experimental e apresenta, segundo o fabricante, densidade $1,21 \text{ g cm}^{-3}$, teor de alumínio de 9,49% e concentração 369 g cm^{-3} , posteriormente sendo diluído à concentração de 1% em massa. Também foi utilizado leite de cal (Ca(OH)_2) 1,2 % em massa produzido em extintor de cal virgem na ETA.

Para a série experimental utilizou-se equipamento de *jar test* (PoliControl), contendo cinco jarros com capacidade de 2 L cada um, que apresenta agitação máxima de pá em 300 rpm gerando gradiente de agitação de 600 s^{-1} , como estimado por Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011). Para as análises da água bruta e da água decantada após o ensaio de *jar test* foram utilizados um turbidímetro HACH TU5200 para o parâmetro de turbidez e um potenciômetro Thermo Union Dual Star para medição dos valores de pH.

4 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

A metodologia empregada foi adaptada de Wimmer (2007) e Di Bernardo et al. (2011). A dosagem de PAC utilizada baseou-se na dosagem utilizada para tratamento na ETA, no momento da coleta. Em seguida, utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado (DIC) aplicado, normalmente, em sistemas com homogeneidade (CUNHA, 2018). A série experimental resume-se em: i) obtenção de pH ideal de coagulação a partir de uma dosagem fixa inicial e; ii) obtenção de dosagem ideal de coagulante a partir do pH fixado na etapa anterior. A avaliação dos dados foi efetuada a partir da ANOVA e teste Tukey. Esses testes estatísticos verificaram a significância a 5% de algum tratamento quanto à variável resposta, avaliando a variação natural por meio de resíduos e a com-

paração entre tratamentos, respectivamente. As condições hidráulicas aplicadas na série experimental são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Tempos e gradientes hidráulicos empregados nos ensaios de *jar test*

Parâmetros hidráulicos	Valores
Gradiente de agitação da mistura rápida	600 s^{-1}
Tempo de mistura rápida	20 s
Gradiente de agitação da floculação	35 s^{-1}
Tempo de floculação	15 min
Gradiente de sedimentação	$2,5 \text{ cm min}^{-1}$

Para a obtenção de pH ideal foi utilizado o valor de dosagem de PAC empregado na ETA no momento de coleta, no valor de 13 mg L^{-1} , empregando-se cinco valores de pH, um em cada jarro e com distribuição casualizada, e com quatro repetições. Em seguida, foram realizados cálculos referentes à ANOVA e teste de Tukey no nível de 5% de significância, para a obtenção do valor ideal para redução de turbidez e menor uso de reagente.

Por sua vez, empregando o valor de pH ideal obtido, variou-se de 1 em 1 mg L^{-1} a dosagem de PAC, com a dosagem inicial de 13 mg L^{-1} na posição central e realizando-se, novamente, ensaios com cinco jarros, em quatro repetições. Em seguida foram empregados cálculos do delineamento inteiramente casualizado para significância a 5% a partir de ANOVA e teste de Tukey.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água bruta coletada na ETA Vargem Grande foi analisada com relação às propriedades físico-químicas e os valores são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Características físico-químicas da água bruta

Parâmetros	Valores
Turbidez (NTU)	7,76
pH	6,76

A dosagem inicial utilizada nos ensaios foi de 13 mg L⁻¹ conforme dados da ETA Vargem Grande. A faixa de pH utilizada nos testes com *jar test* compreende valores dentro do diagrama de coagulação, para os sais de alumínio de

Amirtharajah e Mills (1982), com valores entre 6 e 8, especificamente, os valores 6,03; 6,46; 6,69; 7,30; 7,73.

Os resultados dos ensaios de pH ideal de coagulação são expressos na Tabela 3, Fig.1 e Fig. 2.

Tabela 3 - Resultados obtidos nos ensaios de pH ideal com dosagem de 13 mg L⁻¹ em *jar test*

Repetição/ Tratamentos (pH)	1 Turbidez (NTU)	2 Turbidez (NTU)	3 Turbidez (NTU)	4 Turbidez (NTU)	Média de turbidez (NTU)	Desvio Padrão
T1= 6,03±0,06	8,38	7,34	8,21	6,8	7,68	0,74
T2= 6,46±0,14	5,95	3,94	3,42	5,29	4,65	1,17
T3= 6,69±0,03	4,14	3,31	3,54	3,3	3,57	0,39
T4= 7,30±0,10	4,4	4,52	3,37	3,27	3,89	0,66
T5= 7,73±0,13	4,39	4,53	3,7	4,9	4,39	0,52

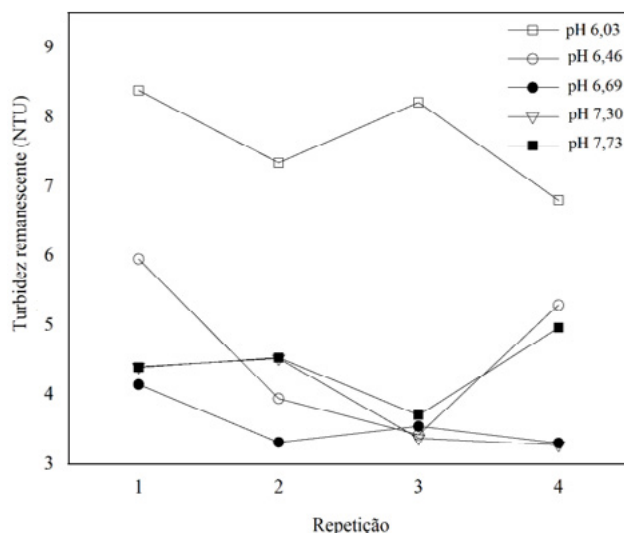


Figura 1 - Turbidez remanescente nos ensaios de pH ideal com dosagem de 13 mg L⁻¹ em *jar test*.

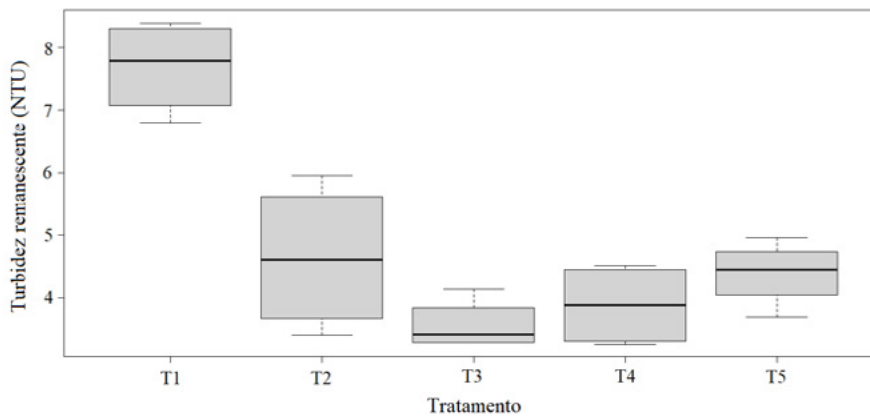


Figura 2 - Boxplot da turbidez remanescente nos ensaios de pH ideal com dosagem de 13 mg L⁻¹ em *jar test*.

A Fig. 2 indica um comportamento em que o tratamento T1 possui valores visivelmente maiores de turbidez remanescente em relação aos demais tratamentos. Observa-se, ainda, que os valores obtidos e expressos no boxplot para o tratamento não cruzam com os demais, sendo o único tratamento a possuir tal condição no experimento realizado. Analisando-se isoladamente os valores de média de turbidez remanescente,

nota-se que os resultados para o tratamento T3, ou pH 6,69, de turbidez remanescente de $3,57 \pm 0,39$ NTU, foram os que apresentaram os menores valores, e, portanto, seria a escolha de pH ideal caso fossem analisadas apenas as médias de turbidez.

A partir dos dados presentes na Tabela 3, realizou-se a ANOVA mostrada na Tabela 4.

Tabela 4 - ANOVA para os ensaios de pH ideal

FV	GL	SQ	QM	Valor F	p-valor
Tratamento	4	43,39	10,823	19,38	$8,63 \times 10^{-6}$
Resíduo	15	8,38	0,558		

FV = Fonte de variação; GL = Graus de liberdade; SQ = Soma de quadrados; QM = Quadrados médios.

A partir do resultado apresentado de que o p-valor < 0,05, conclui-se que ocorrem contrastes significantes em nível de 5% nos tratamentos e, para verificar qual tratamento é o mais indicado, foi realizado o teste de Tukey. Os resultados

obtidos pelo teste de Tukey no nível de 5% de significância são expressos na Tabela 5 e no gráfico de barras expresso na Fig. 3. A Fig. 4, por sua vez, mostra a diferença entre a média dos tratamentos no nível de 5% de significância.

Tabela 5 - Comparação de médias dos ensaios de pH ideal a partir do teste de Tukey

Variável	pH					EPM
	T1	T2	T3	T4	T5	
Turbidez remanescente média	7,68b	4,65 ^a	3,57a	3,89a	4,39 ^a	0,37

EPM = Erro padrão da média

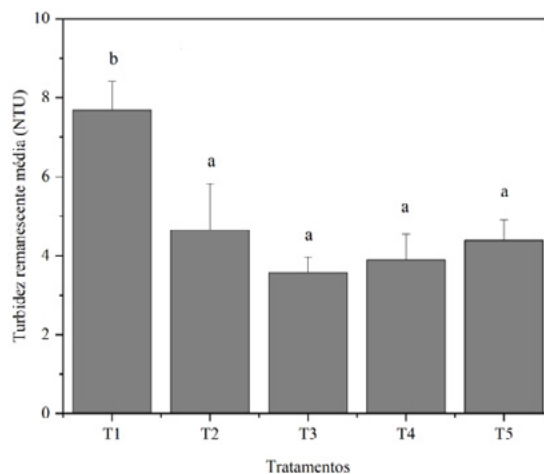


Figura 3 - Médias de turbidez remanescente dos tratamentos para o ensaio de pH ideal e indicação do resultado do teste de Tukey

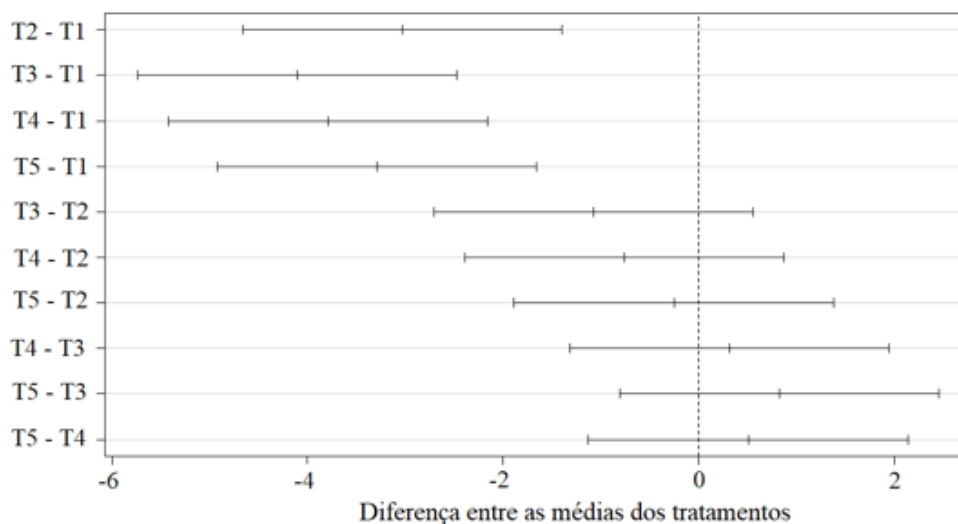


Figura 4 - Comparação das médias do ensaio de pH ideal pelo teste de Tukey a 95% de confiança

Nota-se que a diferença da média do tratamento 1 e os demais tratamentos é sempre diferente de 0, enquanto a comparação entre a média dos tratamentos 2 a 5 entre si engloba o ponto de diferença inexistente. O comportamento descrito no gráfico ilustra os resultados obtidos na Tabela 5, de que o tratamento T1 difere de todos os outros significativamente a 5%, enquanto os tratamentos T2 a T5 não diferem significativamente entre si no nível de 5% de significância.

Depois de obtidos os resultados presentes na Tabela 5 e adotando a abordagem de menor gasto

de reagente, utilizou-se como valor de pH ideal 6,46, ou T2, como referência para os ensaios subsequentes.

Em seguida, foram realizados ensaios para obtenção de dosagem ideal PAC. Os tratamentos foram divididos variando a dosagem de 1 em 1 mg L⁻¹ e com valor inicial como valor no ponto médio, de forma que as dosagens foram 11 mg L⁻¹; 12 mg L⁻¹; 13 mg L⁻¹; 14 mg L⁻¹; 15 mg L⁻¹. Os resultados estão expressos na Tabela 6 e Fig. 4 e Fig. 5.

Tabela 6 - Resultados obtidos nos ensaios de dosagem de PAC ideal com pH 6,46 em jar test

Repetição/ Dosagem de PAC (mg L ⁻¹)	1 Turbidez (NTU)	2 Turbidez (NTU)	3 Turbidez (NTU)	4 Turbidez (NTU)	Média de turbidez (NTU)	Desvio Padrão
T1 = 11	5,21	4,43	4,6	5,29	4,88	0,14
T2 = 12	3,87	4,6	3,69	3,19	3,83	0,51
T3 = 13	3,66	3,91	3,26	2,81	3,41	0,42
T4 = 14	4,78	4,02	4,03	3,07	3,97	0,68
T5 = 15	3,2	3,64	3,03	3,21	3,27	0,23

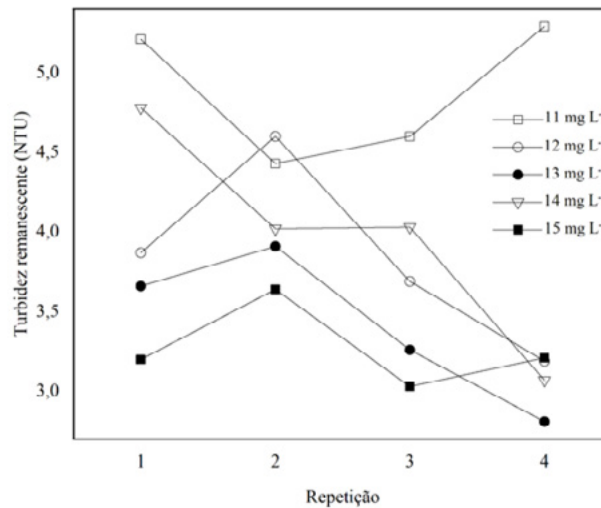


Figura 5 - Turbidez remanescente nos ensaios de dosagem de PAC ideal com pH 6,46 em jar test.

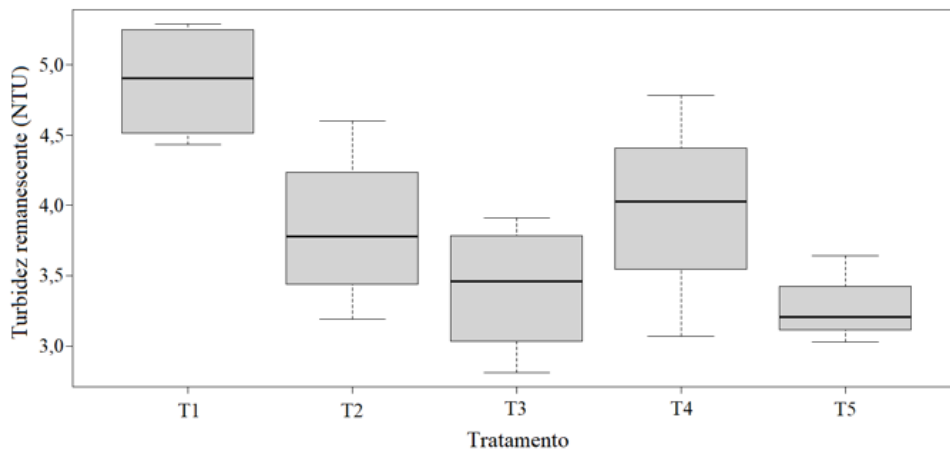


Figura 6 - Boxplot da turbidez remanescente nos ensaios de dosagem de PAC ideal com pH 6,46 em jar test.

Nota-se na Fig. 6 que, novamente, o tratamento T1 resultou em valores de turbidez remanescente maiores, entretanto o boxplot indica, também, que o ponto mínimo do tratamento T1 está contido dentro do máximo dos tratamentos T2 e T4, enquanto os tratamentos T3 e T5 não possuem valores em comum com o tratamento T1 em sua dispersão de dados.

Analogamente ao realizado no experimento de pH ideal, analisando-se isoladamente os valo-

res de média de turbidez remanescente, nota-se que os resultados para o tratamento T5, de dosagem de 15 mg L⁻¹, com turbidez remanescente de $3,27 \pm 0,23$, foram os que resultaram no menor valor de média de turbidez, e, portanto, essa seria a escolha de melhor dosagem caso fossem analisadas apenas as médias.

A partir dos dados presentes na Tabela 6, realizou-se novamente a ANOVA, e os resultados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - ANOVA para os ensaios de dosagem de coagulante ideal

FV	GL	SQ	QM	Valor F	p-valor
Tratamento	4	6,435	11,6087	6,107	0,00402
Resíduo	15	3,951	0,2634		

FV = Fonte de variação; GL = Graus de liberdade; SQ = Soma de quadrados; QM = Quadrados médios.

Como obtido p-valor < 0,05, obteve-se que o efeito de tratamento é significativo a 5%, sendo realizado, então, o teste de Tukey para a obtenção da dosagem ideal de coagulante. Os resul-

tados do teste Tukey com nível de 5% de significância são expressos na Tabela 8 e na Fig. 7, e a Fig. 8 apresenta a comparação das médias por meio do teste Tukey a 5% de significância.

Tabela 8 - Teste Tukey para os ensaios de dosagem de coagulante ideal

Variável	Tratamentos					EPM
	T1	T2	T3	T4	T5	
Turbidez remanescente média	4,88b	3,83ba	3,41a	3,97ba	3,27 ^a	0,72

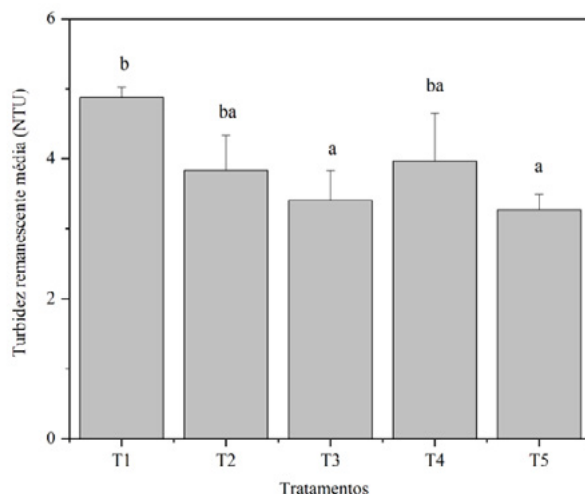


Figura 7 - Médias de turbidez remanescente dos tratamentos para o ensaio de dosagem de PAC ideal e indicação do resultado do teste de Tukey

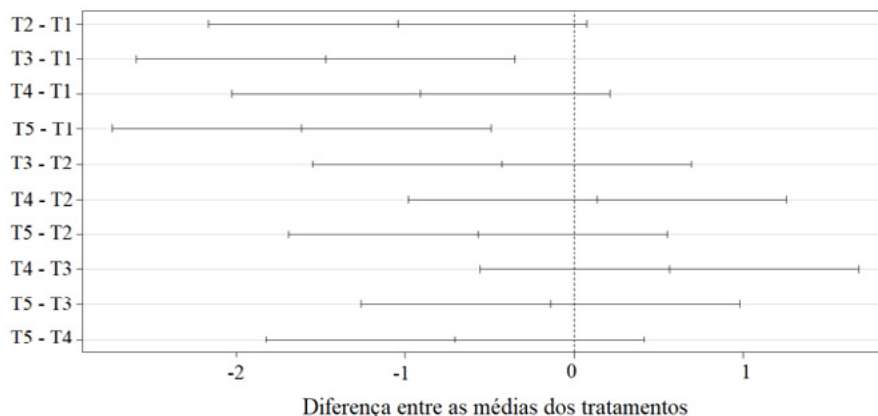


Figura 8 - Comparação das médias do ensaio de dosagem de PAC ideal pelo teste de Tukey a 95% de confiança.

Observa-se, pela Fig. 8, que as médias diferem de 0 a 5% de significância, apenas na comparação entre os tratamentos T3 e T1 e T5 e T1, ilustrando o obtido na Tabela 8 de que os tratamentos T3 e T5 possuem contraste significativo a 5% em relação ao T1, enquanto o tratamento T1 não possui diferença significativa a 5% com T2 e T4.

Nota-se que, nos ensaios para a obtenção de pH ideal, caso fosse utilizado apenas o valor de menor média de turbidez remanescente, optar-se-ia pelo tratamento T3, de pH de 6,69. Entretanto, realizando a ANOVA e teste Tukey, os resultados mostram que o tratamento T2, de pH 6,46, por sua vez, não possui contraste significativo com o tratamento T3, de pH de 6,69, sendo, então, a opção recomendada quando observada a busca por menores dosagens. Analogamente, nos ensaios para obtenção de melhor dosagem de coagulante, se observada apenas a média de turbidez remanescente, optar-se-ia pelo tratamento T5, de dosagem de 15 mg L⁻¹, enquanto a partir do teste de Tukey observa-se que o tratamento T2, de dosagem de 12 mg L⁻¹, não possui contraste significativo com a dosagem de 15 mg L⁻¹. Desse modo, optando-se pela dosagem ideal indicada pelo teste Tukey, a economia de coagulante foi de 20%. Uma vez que, segundo Francisco e Arica (2018), o gasto com produtos químicos é o segundo maior custo da uma ETA, a economia da magnitude apresentada nos resultados referentes à dosagem de coagulante torna-se importante.

6 CONCLUSÃO

Conclui-se que, ao utilizar testes de significância estatística como ANOVA e teste de Tukey e a abordagem o delineamento inteiramente casualizado para a obtenção do par “dosagem de coagulante e pH ideal”, é possível obter menores dosagens de reagentes químicos para tratamentos com remoção de turbidez sem diferença sig-

nificativa a 5% de nível de significância. A dosagem de 12 mg L⁻¹ de coagulante e o pH de 6,46 indicados pelos testes estatísticos representam menores dosagens de reagentes do que os tratamentos que resultaram nas menores médias de turbidez remanescente. Desse modo, essa abordagem resultou na escolha de condições de operação que resultam em vantagens econômicas, a partir da redução no gasto de reagentes e, principalmente, em benefício ambiental, de modo que a redução de reagentes no processo de coagulação atende ao que preconiza o princípio da ecoeficiência referente à redução de materiais empregados nos bens e serviços. Indiretamente, o menor uso de coagulante e alcalinizante implica na menor geração de lodo, fato esse que agrega aos benefícios ao meio ambiente.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Marques DG; **Metodologia:** Marques DG; **Investigação:** Marques DG; **Redação - Primeira versão:** Marques DG, Campos V; **Redação - Revisão & Edição:** Marques DG, Campos V; **Recursos:** Marques DG, Campos V; **Supervisão:** Campos V.

8 REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L. **Ecoeficiência de sistemas de tratamento de água à luz dos conceitos da ISO 14001**. 2008. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. <https://doi.org/10.11606/T.18.2008.tde-08012009-172718>. Acesso em: 10-12-2020.
- BARTIKO, D. **Avaliação da influência de diferentes gradientes de velocidade e tempos de quebra sobre a potencialidade de recrescimento de flocos, empregado um equipamento de monitoramento contínuo da floculação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica). Instituto Tecnológico da Aeronáutica. São Jose dos Campos, 2015.
- CARVALHO, M. H. **Apostila Lodo – ETA escola**. São Bernardo do Campo, 2018.

- CORDEIRO, J. S. E. S.; MOREIRA, F. N. C.; MONTEIRO, J. C. M.; JUNIOR, D. J. P. C.; CUNHA, M. V. P. O. **Análise comparativa de coagulantes com auxiliar de coagulação para tratamento de água para abastecimento público em jar-test**. 10º simpósio internacional de qualidade ambiental. Porto Alegre, 2016.
- CUNHA, L. S. **Estatística experimental**. Londrina, 2018. Disponível em: [uel.br/pessoal/lscunha/pages/arquivos/uel/Especialização/DIC\(1\).pdf](http://uel.br/pessoal/lscunha/pages/arquivos/uel/Especialização/DIC(1).pdf). Acesso em: 13-06-2021.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. Ed. LDiBe. São Carlos, 2011.
- ENCIBRA S. A.; PRIME ENGENHARIA. **Estudo de Concepção – Sistema Produtor São Lourenço – Relatório Síntese**. São Paulo, 2011. Disponível em http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/ppp_sao_lourenco/estudo_concep%C3%A7%C3%A3o_SPSL.pdf. Acesso em: 1-11-2020
- FILHO, O. S.; WIECHETECK, G. K.; FILHO A. G. A.; DÖLL, M. M. R. Otimização de parâmetros de clarificação de água do sistema de tratamento de Ponta Grossa (PR). **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v.3, n.2. Ponta Grossa, 2011.
- FRANCISCO, L. E. S.; ARICA, G. M. Contribuição para análise dos custos no tratamento de água utilizando programação linear fuzzy: um modelo para o gerenciamento do abastecimento do município de Campos (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n.4. Rio de Janeiro, 2018.
- LACERDA, A. B.; RÄDER, A. S.; LOPES, E. S. A eficiência da remoção de coliformes em uma estação de tratamento de água convencional. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 6, 2019. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv5n6-2104>
- LOPES, V. S.; SILVA, L. M. A.; MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L. Estudo da coagulação/floculação de água com turbidez moderada na sedimentação e flotação por ar dissolvido. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.25, n.4, Rio de Janeiro, 2020.
- NANDA, A.; MOHOPATRA, B. B.; MAHAPATRA, A. P. K.; MAHAPATRA, A. P. K.; A P. K. Multiple comparison test by Tukey's honestly significant difference (HSD): Do the confident level control type I error. **International Journal of Statistics and Applied Mathematics**, v.6, n.1, p. 59-65, 2021.
- OLIVEIRA, A. F. G. Testes estatísticos para comparação de médias. **Revista eletrônica Nutritime**, v. 5, n.6, p. 777-788, Belo Horizonte, 2008.
- PEREIRA, T. M.; GOMES, M. H. R.; PEREIRA, R. O. Estimativa final da produção de lodo em estações de tratamento de água: estudo de caso. In: XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. João Pessoa, 2012. **Anais...**
- SANTOS, G. R. **Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2011.
- WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Metalurgia). Pontifícia Universidade Católica – PUC. Rio de Janeiro, 2011.
- WBCSD. VERFAILLIE, H. A.; BIDWELL, R. **Medir a Eco-eficiência: um guia para comunicar o desempenho da empresa**. Monsanto Company, Environmental Resources Management. Londres, 2000. Disponível em <https://bcspportugal.org/publicacao/medir-a-eco-eficiencia-guia-para-comunicar-o-desempenho-da-empresa> . Acesso em: 1-11-2020.

Recuperação de potássio em águas residuárias: uma revisão crítica da literatura

Potassium recovery in wastewater: a critical review of the literature

• **Data de entrada:**
29/06/2021


• **Data de aprovação:**
07/02/2023


Franciele Aparecida Plotásio Duarte^{1*} | Wagner Guadagnin Moravia² |
Luzia Sergina de Franca Neta² | Túlio Luís dos Santos²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.005>

ORCID ID

Duarte FAP  <https://orcid.org/0000-0002-7300-0728>

Moravia WG  <https://orcid.org/0000-0002-9851-7520>

Franca Neta LS  <https://orcid.org/0000-0003-2953-8421>

Resumo

A recuperação de nutrientes por meio de águas residuárias e sua reutilização como fertilizantes tem sido um passo importantíssimo em direção à aplicação prática da economia circular e da produção agrícola sustentável. As diferentes tecnologias de concentração, extração e recuperação de potássio presentes nas águas residuárias apresentadas neste estudo foram analisadas com relação às respectivas condições ótimas operacionais, viabilidade econômica e sustentabilidade. Os processos de separação por membranas se destacaram, pois apresentaram altas remoções de potássio e geraram efluentes diluídos, como a vinhaça, que pode ser aplicada em maiores volumes por meio da fertirrigação, pois em virtude da alta concentração de potássio presente nesse efluente, foi limitada pela norma P4.231/2006 sua quantidade de aplicação no solo. As análises econômicas mostraram que as técnicas de recuperação de potássio podem ser economicamente viáveis. Entretanto, otimizações são necessárias para que tais técnicas possam competir com as técnicas convencionais.

Palavras-chave: Fertilizante. Extração, concentração e recuperação de potássio. K-estruvita. Viabilidade econômica. Sustentabilidade.

Abstract

The recovery of nutrients through wastewater and its reuse as fertilizers has been a very important step towards the application of practical economics and sustainable agricultural production. The optimal concentration technologies, and the potential improvements in the wastewater to be studied, were made with the best technologies of operational sustainability, economic viability. Membrane separation processes showed high potassium removals and generated diluted effluents such as vinasse that can be applied in larger volumes through fertigation. Due to the high concentration of potassium present in this effluent and its polluting potential, its amount of application in the soil was limited by standard P4.231/2006. Economic analysis showed that potassium recovery techniques can be economically viable. However, optimizations are necessary so that such techniques can compete with conventional techniques

Keywords: Fertilizer. Extraction, concentration and recovery of potassium. K-struvite. Economic viability. Sustainability.

¹ FLAPA Engenharia e Mineração LTDA. - Belo Horizonte - Minas Gerais - Brasil.

² Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG) - Belo Horizonte - Minas Gerais - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

O cenário econômico mundial tem sido um grande influenciador das indústrias nacionais de fertilizantes. Segundo os dados de macro indicadores divulgados pela Associação Nacional para a Difusão de Adubos, referentes ao ano 2020, a entrega de fertilizantes no mercado interno aumentou 11,9% em comparação com o ano de 2019, a produção nacional reduziu 10,5%, as importações aumentaram 11,1% e a exportação de formulações de NPK aumentou 109,6% (ANDA, 2020).

Os insumos essenciais para a fabricação de fertilizantes são classificados em três grupos: macronutrientes primários nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), macronutrientes secundários enxofre (S), magnésio (Mg) e cálcio (Ca) e micronutrientes como o ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), boro (B), molibdênio (Mo), cloro (Cl) e níquel (Ni) (IFA, 2019). Os fertilizantes primários possuem a maior relevância econômica e valoração comercial, o consumo de NPK em 2018 no Brasil aplicados nos solos agrícolas atingiu 15.507,1 t (6.063,9 t K_2O , 5.156,6 t P_2O_5 e 4.286,6 t N). O potássio foi responsável, segundo a Associação Internacional da Indústria de Fertilizantes, por 39% da demanda total de fertilizantes no ano de 2018, seguido por 33% de fosfatos e 28% de nitrogênio. De acordo com a Agência Nacional de Mineração, a maior importação realizada pelo Brasil foi de potássio, correspondendo a 48,5% do total de importações realizadas em 2019 (ANM, 2019). Um mercado estável que proporciona um leque de opções para o mercado interno é o maior desafio para as indústrias de fertilizantes.

No que se refere ao ranque da produção mundial de potássio, o Brasil ocupou em 2016 a 10ª posição, produzindo 316 mil toneladas de óxido de potássio (K_2O), e em termos de reserva lavrável ficou na 11ª colocação, representando 1,4 milhão de toneladas de K_2O . As reservas de sais de potássio pertencentes ao estado de Sergipe contêm 62,92 milhões de toneladas de silvinita

(KCl + NaCl), com teor de K_2O na usina de Taquari/Vassouras de 14,9% e a mina de Santa Rosa de Lima com 24,26% (ANM, 2017). Já em relação ao estado do Amazonas foram registradas 3 jazidas de potássio, a Autazes com recurso mineral (*in situ*) de 675 M toneladas e com teor de cloreto de potássio (KCl) de 30,70%, a mina de Arari com 675 M toneladas de potássio e teor de KCl registrado em 33,50% e por último temos a Fazendinha com 487 M toneladas e teor de KCl correspondente de 27,13% (BRASIL, 2016).

A demanda pelo potássio é diretamente relacionada com a população mundial, e tende a aumentar cada vez mais uma vez que o Brasil é um importante exportador. De acordo com a Organização das Nações Unidas a estimativa de crescimento da população mundial até o ano de 2050 é cerca de 25%. A quantidade de terras agrícolas diminuindo devido ao aumento da população resulta na necessidade de tornar esses solos mais produtivos e rentáveis, e para isto ocorrer é necessário o auxílio de fertilizantes, os quais possuem poucas fontes naturais (IFA, 2019). Portanto, é importantíssimo ter novas técnicas com aplicação prática da economia circular para produzir fertilizantes a partir de outras fontes, impulsionando a redução da geração de resíduos, a reciclagem e a diminuição do uso de insumos virgens, trazendo ainda mais sustentabilidade e competitividade para o setor industrial. Outro fator importante que impacta a procura de fertilizantes é a alta demanda por biocombustíveis devido à preocupação referente ao Aquecimento Global.

Nesse contexto, o objetivo deste artigo foi realizar um levantamento abrangente das técnicas atuais para a concentração, extração e recuperação de potássio a partir de águas residuárias com base em estudos de caso, como forma de subsidiar os avanços das técnicas com caráter inovador no tratamento de efluentes e melhores práticas no setor industrial envolvido. Além disso, foi investigada a viabilidade econômica e a sustentabilidade das técnicas abordadas.

Maior importação de fertilizantes no Brasil é referente ao potássio

Tecnologias verdes p/ recuperação de potássio em águas residuárias

- Reduzir o uso de fertilizantes minerais;
- Diminuir a geração de resíduos;
- Impulsionar a reciclagem;
- Promover a sustentabilidade.

2 CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

O potássio está presente praticamente em todas as células vivas e desempenha funções ecológicas específicas na natureza (REETZ, 2016). É um macronutriente essencial para a produtividade das plantas, ocorre na forma de íons livres, é o cátion inorgânico mais abundante nos tecidos dos vegetais (ROMHELD; KIRKBY, 2010). Esse mineral está associado à maioria dos processos do metabolismo vegetal, como a absorção e o fluxo de nutrientes e água, auxilia em uma ampla variedade de processos químicos e enzimáticos e ajuda no equilíbrio das cargas iônicas (REETZ, 2016). Quando quantidades adequadas de K não são disponíveis para as plantas, o crescimento e o rendimento são reduzidos. Inicialmente a deficiência desse mineral nas lavouras provoca uma redução na taxa de crescimento e posteriormente a clorose e a necrose começam a surgir nas folhas mais maduras (RÖMHELD; KIRKBY, 2010).

Existem diferentes formas de potássio no solo, e ele pode ser encontrado em minerais primários

(micas e feldspatos), nas camadas de minerais argilosos. E na forma solúvel e iônica presentes nos locais de troca na superfície da matéria orgânica e nas partículas de argila (LANZERSTORFER, 2019). A melhor absorção pelas plantas é na forma K⁺ (íons de potássio), no entanto essa disponibilidade de potássio na forma iônica é encontrada em quantidades relativamente pequenas na solução do solo, correspondendo a cerca de 1 a 2% (BENNETT, 2015).

Devido à deficiência de potássio no solo e ao fato desse mineral ser o terceiro nutriente mais importante na agricultura, depois do nitrogênio e fósforo, um dos caminhos para explorar processos economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis para a recuperação de K é a partir de águas residuárias, onde a concentração está presente em várias centenas a vários milhares de mg L⁻¹. A Tabela 1 resume uma extensa análise da literatura que foi realizada para identificar a concentração de potássio em vários tipos de águas residuárias.

Tabela 1 - Concentração de potássio em diferentes origens de águas residuárias.

Fontes de águas residuárias	Concentração de K (mg L ⁻¹)	Autores
Vinhaça	2.693 ± 936	(BARROS et al., 2019)
Vinhaça	1.073 ± 187	(BRASIL, 2020)
Vinhaça	3.548	(CANDIDO; LOMBARDI, 2017)
Vinhaça	2.660 ± 108	(LEBRON et al., 2020)
Vinhaça	2.729 ± 38	(MAGALHÃES et al., 2020)
Vinhaça	3.175	(SANTOS et al., 2017)
Vinhaça	2.059 ± 254	(SILVA et al., 2020)
Vinhaça	2.729 ± 38	(SILVA et al., 2020)
Vinhaça	2.532 / 2.080 – 3.550	(SILVA et al., 2020)

Continua...

Tabela 1 - Continuação...

Fontes de águas residuárias	Concentração de K (mg L ⁻¹)	Autores
Fluxo lignocelulósico	200	(LUIZ et al., 2017)
Caldo de cana	1.200	
Melaço efluente	11.700	
Urina humana fresca	1.947	(HUANG et al., 2019)
Urina humana fresca	966 – 1.446	(BELER BAYKAL et al., 2009)
Urina humana fresca	1.035	(XU et al., 2019)
Urina humana fresca	1.661	(GAO et al., 2018)
Efluentes de mineração de ouro	49	(ANDRADE et al., 2019)
Drenagem ácida de minas	10	(AGUIAR et al., 2018)
Efluente de moinho de celulose	197	(AMARAL et al., 2015)
Águas residuais municipais	11 ± 1	(CHAUDHARY et al., 2020)
Águas residuais têxteis	158	(FERSI; DHAHBI, 2008)
Estrume lácteo digerido lixiviado	450	(GERARDO et al., 2015)
Efluente de indústria de petróleo e gás	968 ± 30	(HU et al., 2020)
Efluente do lodo de esgoto	113	(NAKAO et al., 2017)
Efluente esgoto sanitário tratado	16,25	(PIVELI et al., 2009)
Efluente esgoto sanitário tratado	26,2	(MOTA et al., 2009)
Águas residuais de café	20-45	(SELVAMURUGAN et al., 2010)
Concentrado de lixiviados	2806	(WANG et al., 2012)

Conforme a Tabela 1, as altas concentrações de potássio presentes nas vinhaças mostraram diferentes valores em termos de concentração. Isso ocorre devido ao tipo de matéria-prima utilizada (beterraba, cana-de-açúcar ou milho), a qual se modifica em relação ao tipo de solo e condições climáticas onde são cultivadas. No que se refere à vinhaça gerada a partir da cana-de-açúcar, as propriedades físico-químicas dependem do tipo de mosto utilizado no processo produtivo, como por exemplo melaço, caldo de cana puro e misto (caldo de cana/melaço). Comparando a vinhaça resultante do mosto de melaço e do mosto de caldo de cana puro, este último apresenta-se mais diluído. Outros fatores também podem influenciar, como o conjunto de processos adotados nas agroindústrias e o modo de operação dos equipamentos (LIMA et al., 2016).

Outro tipo de água residuária que é considerada um recurso valioso para a produção de fertilizantes, devido à alta presença de macronutrientes primários, é a urina humana (PATEL et al., 2020). Na Tabela 1 podem-se observar também variações nos valores de concentração de potássio

presente na urina humana relatada no estudo de alguns autores. Segundo Patel et al. (2020), a concentração da urina humana depende da saúde humana, dos hábitos de alimentação e bebida; quando se ingere mais água, a urina é mais diluída e ocorre também uma redução na concentração de macro e micro compostos.

Foi observada no estudo de Wang et al. (2012) (Tabela 1) uma concentração de potássio significativa no lixiviado de aterro sanitário, porém de acordo com Mehta et al. (2015) o uso desse tipo de água residuária como fertilizante é complexo, devido à presença de microrganismos patogênicos, metais pesados e odor.

As altas concentrações de potássio presentes na vinhaça, principal água residuária das indústrias sucroalcooleiras, é uma fonte atrativa para irrigação com alto potencial para economia de custos com fertilizantes (ARIENZO et al., 2009). Uma grande quantidade de pesquisas publicadas relatou os benefícios da aplicação da vinhaça no solo, como os autores Fuess et al. (2017), que apresentaram em sua pesquisa a vinhaça

como uma alternativa atraente para substituir a fertilização mineral, permitindo diminuições de fertilizante sintético de potássio de aproximadamente 50%. Outro estudo realizado por Silva et al. (2019) indicou a dosagem de 8.750 L ha⁻¹ de vinhaça para substituir a adubação mineral de potássio em uma cultura de milho plantada em um latossolo vermelho. Basso et al. (2013) conduziram um experimento durante um ano para analisar a viabilidade técnica da vinhaça como fonte de potássio em uma sucessão de aveia preta/milho, silagem/milho e safrinha. Os autores observaram que a dose de 100 m³ ha⁻¹ de vinhaça supriu a necessidade de adubação mineral para as culturas de milho/silagem e safrinha. Em um estudo comparativo de Barbosa et al. (2012), a fertirrigação com vinhoto suprimindo o potássio promoveu uma maior produção de colmos e Brix do que ao plantio não irrigado. Sivaloganathan et al. (2013), também constatou que a aplicação de vinhaça na cultura de cana-de-açúcar melhorou a fertilidade do solo, devido ao aumento da concentração de carbono orgânico e de nutrientes, suprimindo 100% de potássio e 25% de nitrogênio e fósforo.

Os efeitos do potássio e do sódio na condutividade hidráulica do solo de uma área que recebeu águas residuárias de vinícola foram estudados por Arienzo et al. (2012). Após as análises, observaram que a condutividade hidráulica foi menor referente às soluções de K⁺. Foram investigadas também por Uyeda et al. (2013) a condutividade hidráulica e modificações químicas em diferentes solos, após aplicações de distintas doses de vinhaça, e observaram melhoria química referente ao aumento da capacidade de troca catiônica e de íons potássio e cálcio com aplicação de até 300 m³ ha⁻¹ de vinhaça, e quanto à condutividade hidráulica não houve alteração significativa para os solos analisados.

Concentrações elevadas de K⁺ em águas residuárias podem limitar o seu descarte no solo, devi-

do à ocorrência de acidificação e salinização e, conseqüentemente, a diminuição da qualidade e produtividade do solo, condições de anaerobiose e toxicidade de organismos aquáticos (ARIENZO et al., 2009). Segundo Schneider (2020), o potássio pode apresentar impactos negativos para a cultura de soja como, por exemplo, o aumento dos teores de proteínas e óleos. O cloreto de potássio (KCl) é a fonte de potássio mais utilizada, a dosagem acima de 60 Kg de K₂O ha⁻¹ pode afetar o processo de germinação e na plântula, em consequência do efeito salino do cloreto de potássio. Um estudo realizado em Manaus por Santos (2020) determinou o nível crítico de deficiência e toxicidade de potássio para o cultivo inicial de *Cedrela Fissilis Vell.* O crescimento e os teores de nutrientes presentes na massa seca da parte aérea dessa espécie são fortemente influenciados pelos níveis de K. Os resultados após 30 dias mostraram que os níveis críticos de deficiência e toxicidade de K foram de 3,48 e 4,00 mM KL⁻¹ respectivamente. Em um plantio de cana-de-açúcar no Centro-Sul do Brasil foi verificada por Fuess et al. (2017) a ocorrência de salinização do solo devido às altas concentrações de potássio presentes na vinhaça e a sobrecarga orgânica com a presença de elevados teores de sólidos dissolvidos totais (> 4.000 mg L⁻¹), compostos orgânicos biodegradáveis (> 14 g L⁻¹). Esses autores também encontraram cobre, cromo, níquel, chumbo, zinco e altas concentrações de elementos fitotóxicos como o alumínio, contribuindo assim para a contaminação do solo e dos aquíferos nas regiões estudadas. Ensaio ecotoxicológicos foram realizados por Alves et al. (2015) para verificar o efeito da aplicação do vinhoto nos invertebrados presentes nos solos tropicais das culturas de cana-de-açúcar. Os resultados obtidos com a aplicação de vinhoto *in natura* constataram a sensibilidade dos invertebrados devido à presença de altos teores de sais, principalmente o potássio. Prado et al. (2014) realizaram um estudo em um plantio de cana em solo caracterizado como

Latossolo Vermelho Distroférico no Estado do Mato Grosso do Sul e observaram que houve redução do índice de dispersão de agregados com aplicações de doses de 450, 600 e 750 m³ ha⁻¹ de vinhoto. Nos ensaios em escala de laboratório realizados por Ferreira et al. (2018) foi observado que a aplicação de altas taxas de vinhaça (400 e 800 m³ ha⁻¹) nos solos arenosos analisados reduziu a condutividade hidráulica e capacidade de retenção do solo, aumentou a ocorrência de lixiviação e com isso diminuiu a qualidade das águas subterrâneas. Botelho et al. (2012) investigaram a toxicidade do vinhoto em organismos aquáticos (*Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* e *Danio rerio*) e constataram toxicidade aguda nessas espécies aquáticas. Outro estudo foi realizado no Estado de Pernambuco por Rolim et al. (2014) para análise dos efeitos de uma lagoa de armazenamento de vinhoto sobre a qualidade das águas subterrâneas de uma lavoura cultivada com cana-de-açúcar. Esses autores concluíram que a água proveniente de alguns poços monitorados é imprópria para consumo humano devido à alteração nos valores de DBO, DQO, sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica e a ocorrência de salinização, principalmente de potássio. Fuess e Garcia (2014) mencionaram que altas taxas de matéria orgânica disponibilizada pela fertirrigação com vinhoto elevam a atividade dos microrganismos no solo que, por consequência, reduzem os teores de oxigênio, causando o aparecimento de condições de anaerobiose.

3 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DO POTÁSSIO E SUSTENTABILIDADE DO SETOR PRODUTIVO DE FERTILIZANTES

A principal aplicação de sais de potássio é nos solos agrícolas. Segundo Kinpara (2003), cerca de 95% da produção mundial de potássio é utilizada como fertilizantes na forma de sais. Os de-

mais 5% são empregados na confecção de vidros especiais, sabões, detergentes, células fotoelétricas, dentre outros. Nas atividades agrícolas, as principais fontes inorgânicas de potássio são cloreto de potássio, sulfato de potássio, sulfato duplo de magnésio e potássio e nitrato de potássio (KINPARA, 2003). Dentre esses sais, os dois primeiros representam juntos 95% de aplicação como fertilizantes, visto que esses sais apresentam maior teor de óxido de potássio, maior solubilidade e menores preços de mercado (GONÇALVES, 2018).

Conforme ANM (2017), três países dominaram em 2016 o mercado de fertilizantes, sendo eles Canadá, Rússia e Bielorrússia. Juntos, esses países somaram cerca de 60% do total de potássio fertilizante produzido naquele ano. Além disso, são os três primeiros países no ranking mundial das reservas de sais de potássio: 23,5% das reservas de sais de potássio localizam-se no Canadá. Por sua vez, a Rússia aparece na segunda posição com 20,2%, seguida pela Bielorrússia com 17,6%.

Em 2016, o Brasil ocupou a 11^a posição em termos de reserva lavrável e a 10^a colocação em relação à produção mundial. Conforme apresentado na Tabela 2, o Brasil produziu cerca de 316.000 toneladas de K₂O equivalente, enquanto o Canadá produziu cerca 10 milhões de toneladas de K₂O equivalente.

Segundo ANM (2017), o Brasil situa-se no contexto mundial como grande importador de potássio fertilizante, tendo como principais fornecedores em 2016 Canadá (31,25%), Bielorrússia (21,33%), Rússia (16,46%), Alemanha (13,80%) e Israel (7,31%). Esse cenário se deve a diversos fatores, como concentração de mercado, indisponibilidade de recursos naturais, questões tributárias (RICHETTI, 2019) e pequena produção interna quando comparada à grande demanda interna pelo produto.

Tabela 2 - Produção Mundial de Potássio em 2016

Discriminação Países	Reservas/10 ³ t K ₂ O - 2016	Produção - 2016	
		10 ³ t K ₂ O	%
Brasil	1.400	316	0,8
Canadá	1.000.000	10.000	25,9
Rússia	860.000	6.500	16,9
Bielorrússia	750.000	6.400	16,6
China	360.000	6.200	16,1
Estados Unidos da América	270.000	520	1,4
Alemanha	150.000	3.100	8,0
Outros países	870.000	5.500	14,3
TOTAL	4.261.400	38.536	100,0

Fonte: Adaptado de ANM (2017).

Como pode ser visto na Tabela 3, o consumo aparente de K₂O equivalente no Brasil foi de mais de 5,5 bilhões de toneladas frente à produção interna de pouco mais de 316 milhões de toneladas. Devido a isso, o Brasil importou em 2016 cerca de 5,2 bilhões

de toneladas de K₂O equivalente. Um fato interessante é que o Brasil exportou cerca de 11,4 milhões de toneladas de K₂O. ANM (2017) relata que as exportações brasileiras de potássio fertilizante são, basicamente, destinadas a países da América do Sul.

Tabela 3 - Cenário Econômico Brasileiro na Indústria de Potássio em 2016

Discriminação Países	Reservas/10 ³ t K ₂ O - 2016	Unidade	Ano 2016
Brasil	Produção	t	316.429
	Importação	t	5.227.956
	Exportação	t	11.405
	Consumo aparente	t	5.532.170
	Preços importação	US\$ FOB/t	381
Países Fornecedores	Canadá	%	31,25
	Bielorrússia	%	21,33
	Rússia	%	16,46
	Alemanha	%	13,80
	Israel	%	7,31

Fonte: Adaptado de ANM (2017).

Segundo Richetti (2019), a ausência de investimentos no setor de produção de potássio impactou diretamente a produção doméstica, o que provocou a maior redução entre todos os nutrientes. Visto que o desenvolvimento do setor agrícola brasileiro é contínuo, o aumento da utilização de fertilizantes é expressivo. Assim, estratégias de crescimento no mercado nacional, como expansões e construções de fábricas e desenvolvimento de novas técnicas de extração e recuperação de potássio, podem ajudar o Brasil a reduzir a dependência dos fertilizantes importados, colaborando para que a agricultura

e a economia nacional possam produzir de uma maneira mais rentável (RICHETTI, 2019).

Outro aspecto a ser ressaltado é que a aplicação de fertilizantes induz significativamente as emissões de gases do efeito estufa (CHEN et al., 2018). Além disso, o uso excessivo de fertilizantes químicos provocou uma grande poluição das águas e dos solos (LI et al., 2012). Diante disso, vários pesquisadores científicos começaram a levantar preocupações sobre a substituição do fertilizante químico com fertilizante originado de recursos renováveis, sendo mais eficiente para

produção agrícola e favorável ao meio ambiente (LI et al., 2012).

4 MARCOS LEGAIS RELATIVOS À CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO PERMITIDA EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Segundo a Resolução nº 54 de novembro de 2005 (BRASIL, 2006), a qual estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água e dá outras providências, estabelecem-se como água residual os efluentes sanitários, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não. No que se refere aos limites mínimos e máximos de concentração de potássio permitida em águas residuárias, foi estabelecida a concentração máxima de potássio somente para vinhaça, efluente gerado nas indústrias sucroalcooleiras, pelo fato da alta concentração desse elemento presente nesse efluente. E limites mínimos de teores de óxido de potássio para fertilizantes organominerais sólidos ou fluidos, cuja aplicação pode ser diretamente no solo ou por via fertirrigação.

Em 2006, para evitar a saturação do solo e garantir suas características naturais, a CETESB criou a norma técnica do Estado de São Paulo P4.231 (CETESB, 2006), que limita a quantidade de vinhaça a ser aplicada no solo. Essa limitação é feita considerando alguns parâmetros, entre eles a capacidade de troca catiônica do solo (CTC) e a concentração de potássio na vinhaça. A norma especifica que a “concentração máxima não poderá exceder 5% da CTC; atingindo esse limite, a aplicação de vinhaça ficará limitada em função da extração média pela cultura em $185 \text{ KgK}_2\text{O ha}^{-1}$ ”. Essa limitação permaneceu na 3ª edição desta norma técnica publicada no Diário Oficial Estado de São Paulo em fevereiro de 2015 (CETESB, 2015). Com intuito também de preservar a qualidade do solo

agrícola, das águas subterrâneas e superficiais, foi divulgada em 2011 a Deliberação Normativa do Estado de Minas Gerais COPAM nº164 (MINAS GERAIS, 2011), a qual estabeleceu normas complementares para as indústrias sucroalcooleiras realizarem de forma correta o armazenamento e a aplicação de vinhaça no solo. A restrição da concentração máxima de potássio foi ressaltada no § 1º do Art. 8º dessa DN em até 6% da CTC; caso as usinas ultrapassem esse limite, a próxima aplicação estará restrita em $185 \text{ KgK}_2\text{O ha}^{-1}$. Em 2016, foi estabelecido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento no Art. 4º da Instrução Normativa nº 5 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016) o teor mínimo de óxido de potássio (K_2O) de 1% peso/peso, que deve conter nos remineralizadores, os quais foram categorizados como insumos da agricultura pela Lei 12.890/2013 (BRASIL, 2013) e conceituados como “todo material de fonte mineral que tenha sofrido somente diminuição e classificação de tamanho por métodos mecânicos e que modifica a fertilidade do solo através do acréscimo de macro e micronutrientes para as plantas, como também promove a melhoria das propriedades físicas ou físico-químicas ou da atividade biológica do solo”. O teor mínimo de óxido de potássio (K_2O) de 1%, também foi estabelecido na Instrução Normativa nº 61 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2020), publicada no dia 08 de julho de 2020 para os fertilizantes organominerais sólidos ou fluidos, cuja aplicação pode ser diretamente no solo ou por via fertirrigação. A soma mínima dos macronutrientes primários exigidos para fertilizantes complexos e minerais em que a forma de disposição no solo é realizada por meio da fertirrigação e via foliar foi determinada no Art. 9º da Instrução Normativa nº 39/2018 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2018). A soma deve ser igual ou superior para o tipo de fertilizante ternário (NPK) de 18% em peso e para o tipo binário (NP, NK e PK) de 15% em peso.

5 TÉCNICAS PARA O BENEFICIAMENTO DE K EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

As águas residuárias têm atraído cada vez mais a atenção dos governos e da academia devido à disponibilidade limitada de minérios de potássio e ao rápido aumento da população mundial com a consequente alta da demanda por potássio em fertilizantes. Os avanços tecnológicos com foco no princípio da economia circular realizados para a otimização dos processos físicos, físico-químicos e biológicos responsáveis pela concentração, extração e recuperação de águas residuárias, visam reduzir o uso de insumos virgens e promover a reutilização e reciclagens dos recursos, aumentando a eficiência de seu uso e diminuindo o impacto no meio ambiente. Trabalhar em cooperação com todas as partes interessadas para promover a aceitação social e de mercado dos produtos recuperados é crucial para a im-

plementação bem-sucedida desses processos (BISSCHOPS et al., 2019).

A combinação dos processos é uma alternativa viável para melhorar o desempenho e a pureza dos produtos e aumentar a eficiência de recuperação, tornando assim atrativa do ponto de vista econômico e aplicável em escala industrial. Ao projetar a integração desses sistemas é importante levar em consideração as condições locais e os custos envolvidos como, por exemplo, o consumo de energia e a utilização de produtos químicos, pois são os custos mais significativos que inviabilizam a aplicação da maioria dos processos (LIU et al., 2021).

A Tabela 4 apresenta as condições ótimas operacionais, viabilidade econômica e sustentabilidade dos processos físicos, físico-químicos e biológicos responsáveis pela concentração, extração e recuperação de potássio em águas residuárias.

Tabela 4 - Processos físicos, físico-químicos e biológicos responsáveis pela concentração, extração e recuperação de potássio em águas residuárias.

Processo Empregado	Condições ótimas operacionais	Eficiência de recuperação	Aplicações dos produtos gerados e avaliação econômica	Autor (a)
Cristalização de K-estruvita a partir de urina humana usando diferentes fontes de Mg.	pH de 11,5 e razão molar Mg:K de 1,6:1.	Recuperação de 77 % de potássio com adição de $MgCl_2$	Foi produzido fertilizante de K-estruvita.	HUANG et al., 2019
Imobilização de microalgas (<i>Desmodesmus Subspicatus</i>) em matrizes biopoliméricas com alginato p/ tratamento de vinhaça.	$\mu_{m\acute{a}x}$ de 0,01 h ⁻¹ (entre 0-24h e 48-72h) e imobilização em matrizes de alginato com (2 %) cruzado e 10 % de $CaCl_2$.	Recuperação de 35 % de potássio.	Foi produzido biomassa de microalgas que pode ser aplicada como biofertilizante na agricultura.	(DE JESUS et al., 2019)
Biorreator de membrana combinado com nanofiltração e eletrodialise p/ tratamento de águas residuárias de cervejaria.	NF 16 bar e velocidade de 1,6 m s ⁻¹ . ED em modo descontínuo, com três compartimentos de 2 L, diluído, concentrado e solução eletrolítica (0,5 mol L ⁻¹ Na ₂ SO ₄). Taxa de fluxo de alimentação de 300 L h ⁻¹ e a intensidade de 2 A.	Recuperação de 99,1 % de potássio após ED e 92,2 % após NF.	Foi produzido um efluente que atende aos padrões de lançamento em corpos d'água.	(SAWADOGO et al., 2018)
Cristalização de hexa-hidrato de fosfato de magnésio e potássio a partir de urina humana.	pH de 11 ± 0,1, razão molar de Mg: K: P de 1:1:1, dosagem de hexa-hidrato de fosfato de magnésio e potássio de 30 g L ⁻¹ e taxa de fluxo influente de 4 L h ⁻¹	Recuperação de 65 % de potássio.	Fertilizante	(GAO et al., 2018)
Reator de leiteo fluidizado em escala piloto p/ tratamento de urina humana.	pH de 10,5, razão molar Mg:P de 1:1, razão de supersaturação de 3,0 e velocidade superficial de 350 cm min ⁻¹ .	Recuperação de 20-35 % de potássio.	Fertilizante	(ZHANG et al., 2017)
Coluna de separação e de absorção e um reator de precipitação de estruvita / k-estruvita da urina sintética.	Razão molar Mg:K:P de 3,5:1:3 e taxa de fluxo de ar de 1,5 m ³ h ⁻¹ .	Recuperação de 73 % de potássio.	Fertilizante	(XU et al., 2017)
Cristalização de fosfato de magnésio e potássio a partir do lodo de esgoto sintético.	pH de 11,5, razão K:P de 3 a 15 mM e teor de fósforo ≥ 3 mM.	Recuperação de 83 % de potássio.	Fertilizante	(NAKAO et al., 2017)

Continua...

Tabela 4 – Continuação...

Processo Empregado	Condições ótimas operacionais	Eficiência de recuperação	Aplicações dos produtos gerados e avaliação econômica	Autor (a)
Combinação de eletrólise de membrana de troca catiônica e cristalização de fosfato de magnésio e potássio p/ tratamento de lixiviado de aterro sanitário.	pH inicial do eletrólito catódico de 10 utilizando 18,4 M H ₂ SO ₄ , razão molar Mg:K:P de 3:1:3 e tempo de operação de 8 h.	Recuperação de 99 % de potássio e 53 % de K na cristalização de fosfato de potássio e magnésio.	O benefício econômico do fertilizante tamponado, foi cerca de US\$ 538.880 / ano e do H foi de US\$ 841.586 / ano. O valor total desses produtos recuperados foi de US\$ 1.380.466 / ano, esse valor não compensou o custo com consumo de energia (US\$ 6.227.563 / ano).	(LI et al., 2015)
Fotobiorreator utilizando microalga <i>Chlorella vulgaris</i> com ar enriquecido com CO ₂ p/ tratamento de águas residuais municipais.	Luz fluorescente artificial (80 μmol fótons m ⁻² s ⁻¹) em 14 h/10 h de foto e ciclo escuro a 25 ± 2 °C. Foi utilizado 5 % CO ₂ v/v como fornecimento de ar e inóculo / VMW = 1:20 para manter o OD680nm como 0,1 e 100 mg L ⁻¹ de biomassa.	Recuperação de 2 (% em peso) de potássio, igual a 20,1 ± 1,08 g de K para cada kg de peso seco de microalga.	Foi produzido biomassa de microalgas que pode ser aplicada como biofertilizante na agricultura.	(CHAUDHARY et al., 2020)
Método simples de coprecipitação e um sistema de desionização de baterias p/ tratamento da água do mar.	Taxa de fluxo de 13 ml min ⁻¹ em modo descontinuo e intervalo de descarga da bateria de 0,8 a 0 V.	Recuperação de 69,6 % de potássio.	---	(SHI et al., 2019)
Precipitação por estruvita a partir da água produzida (WP) de indústrias de petróleo e gás.	pH de 9,5 e razão molar Mg/N/P de 1,5:1:1,5.	Recuperação de 85,9 % de NH ₄ ⁺ , 24,8 % de K ⁺ e 96,8 % de Mg ²⁺ .	O valor de mercado de estruvita (fertilizante) recuperada, é de USD 0,57 por kg de peso seco. A receita foi de US\$ 4,92 / m ³ WP.	(HU et al., 2020)
Processo múltiplo de precipitação de estruvita, remoção de amônia - absorção de ácido e destilação p/ tratamento de urina humana.	Precipitação de estruvita: pH 10,5 e razão molar Mg/P de 1:3. Absorção de ácido de remoção de amônia: pH de 11,5 (± 0,1), solução de 5 M KOH e 3M H ₂ SO ₄ , tempo de operação de 11 h, fluxo de ar de 5 L min ⁻¹ e fluxo de urina de 0,025 L min ⁻¹ .	Recuperação de NPK superior a 90 %.	Fertilizantes de estruvita (sulfato de amônio e potássio) e água não potável. O valor de K produzido a partir de 10.000 L de urina não diluída (\$ 117) é 2 vezes maior do que a urina diluída (\$ 53). O custo de produção de água não potável por destilação é 50 vezes menor que a captura de água na atmosfera.	(JAGTAP; BOYER, 2020)
Processo de cristalização homogênea em leito fluidizado (CHBF) p/ tratamento de urina humana.	pH de 10 ± 0,2, razão molar Mg:K de 1:25 e concentrações iniciais de 850 mg P L ⁻¹ e 1830 mg K L ⁻¹ .	Recuperação de 70,5 % de potássio e 62,3 % da taxa de cristalização.	Foi produzido fertilizante de alta qualidade que pode ser utilizado na agricultura e na jardinagem. O lucro da recuperação de P e K a partir da urina humana via processo CHBF pode ser de US\$ 0,26 / m ³ de urina.	(LE et al., 2020)
Adsorvente verde (biocarvão com adição de magnésio) para recuperar simultaneamente fosfato e potássio de urina hidrolisada.	Dosagem de biocarvão-Mg de 0,8 % e pH inicial de 9,1.	A absorção de potássio utilizando o biocarvão com magnésio foi de 180 mg g ⁻¹ e a recuperação foi de 37 %.	Fertilizante de valor agregado.	(LIU et al., 2020)
Cristalização controlada de K-estruvita a partir da urina humana.	Modelo M3: pH de 11 por 60 min, razão molar Mg:K:P de 1,5: 1: 1,5 e a dosagem do agente estabilizador de 8,2 g L ⁻¹ .	O modelo M3 apresentou a maior recuperação 70 % de potássio.	Foi produzido K-estruvita. O custo (produtos químicos e energia) de recuperação de M3 foi de \$ 2,9 / m ³ de urina. Custos de mão de obra e manutenção não foram considerados.	(HUANG et al., 2019)
Desidratação por osmose direta p/ tratamento de urina humana.	Velocidade de fluxo cruzado de 20 cm s ⁻¹ e temp. ambiente de - 23 ± 1 °C.	Recuperação de 79 - 97 % de potássio.	Fertilizante	(ZHANG et al., 2014)
Processo combinado de ultrafiltração (UF) e nanofiltração (NF) com e sem pré-coagulação p/ tratamento de vinhaça.	UF 0,3 bar e taxa de recuperação de 65 %. NF 10 bar e vazão de 2,4 L min ⁻¹ .	Recuperação de 80 % de potássio do permeado da NF e 65 % da UF.	Água de reuso para lavagem de cana e fertirrigação. O permeado de UF-NF (1.319. 198,40 m ³) representa 17 % do volume anual de água p/ lavagem de cana (7.700.000 m ³ ano ⁻¹). O volume aplicado na fertirrigação pode ser 19,0 vezes maior ao permitido na legislação. O concentrado (1.217. 722 m ³ / ano) pode ser utilizado na fertirrigação, biodigestão anaeróbia ou na produção de biogás. O custo operacional de C-UF-NF é 3 vezes maior que UF-NF. Para obter 11,82 % do investimento total em 9 anos, a água deveria custar 0,25 USD a mais do que UF-NF, que retorna 75,32 % do investimento em 2 anos.	(SILVA et al., 2020)

Continua...

Tabela 4 – Continuação...

Processo Empregado	Condições ótimas operacionais	Eficiência de recuperação	Aplicações dos produtos gerados e avaliação econômica	Autor (a)
Integração da NF e osmose reversa (OR), à UF e ao tratamento de vinhaça	Pressão 8 bar, fluxo de alimentação de 144 L h ⁻¹ e temperatura de alimentação de 20 ± 2 °C.	Recuperação de aproximadamente 93 % de potássio.	A OR pode recuperar de 3,2 a 4,8 m ³ de vinhaça tratada por m ³ de etanol produzido (32 % de vinhaça). É necessário 37,6 m ³ de água doce p/ produzir 1 m ³ de etanol. A reutilização da vinhaça pode reduzir de 9 a 13 % do volume de água captado de fontes primárias. O concentrado de OR, pode ser utilizado como condicionar do solo. A concentração de carbono orgânico é 9 vezes menor do que à vinhaça bruta.	(MAGALHÃES et al., 2020)
Aplicabilidade da microfiltração (MF) e da NF, com e sem o uso de tanino como coagulante orgânico p/ tratamento de vinhaça.	MF e a NF com taxa de recuperação de 60 %. MF 0,2 bar e a NF 10 bar e fluxo de alimentação de 144 L h ⁻¹ . Temperatura de alimentação foi mantida a 20 ± 5 °C.	Os dois sistemas combinados MF-NF e C-MF-NF recuperaram 90,6 % de potássio.	O permeado da NF pode ser utilizado como água de lavagem e resfriamento. E o concentrado da MF-NF pode ser utilizado para produção de energia e fertirrigação. A rota MF-NF foi escolhida devido aos altos gastos químicos (taninos) na C-MF-NF. É necessário 3anos p/ recuperar o investimento de aquisição de água industrial (US\$ 2,8 / m ³). A taxa interna de retorno de 52,3 % é superior à de mercado.	(LEBRON et al., 2020)
Eletrodíálise (ED) p/ tratamento de vinhaça.	80 % de corrente limite na ED durante 8 h. Densidade de corrente limite para configuração seletiva (113 A m ⁻²), não seletiva (80 A m ⁻²) e mista (uma membrana catiônica monovalente e as outras não seletivas) (69 A m ⁻²).	Recuperação de 72 % de potássio (configuração mista) aplicando uma corrente densidade	Fertilizante e um efluente diluído que pode ser utilizado para produção de biogás e fertirrigação. A energia da ED aumenta o preço p/ obter K- estruvita atingindo US\$ 4.248.028,40 / t NH ₄ NO ₃ e US\$ 7.508.233,08 / t de MgSO ₄ . Utilizando a energia residual gerada nas usinas de destilaria, esses valores reduzem para US\$ 891,84 / t de NH ₄ NO ₃ e US\$ 1.482,86 / t de MgSO ₄ .	(BARROS et al., 2019)
Destilação por membrana de contato direto p/ tratamento de urina humana	pH de 10,5, gradiente de vapor de água de 30 °C, temp. da alimentação a 50 °C e permeado a 20 °C, velocidade operacional de 35L h ⁻¹ .	Recuperação de 89 % de potássio.	Recuperação de água para uso potável e a recuperação de nutrientes para produção agrícola.	(KHUMALO et al., 2019)
Destilação por membrana de contato direto p/ tratamento de urina hidrolisada.	Membrana de polipropileno de fibra oca hidrofóbica PP, fluxo do permeado entre 3.57 - 4.96 L m ⁻² h ⁻¹ e temperatura de 20 °C.	Recuperação > 97 % de potássio	Fertilizante	(XU et al., 2019)

6 PROCESSOS QUE VISAM À CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO

Os processos que promovem a concentração permitem que o potássio presente nas águas residuárias seja concentrado para possibilitar que os métodos de extração retenham esse nutriente para uma recuperação eficiente, sustentável e lucrativa (MEHTA et al., 2015).

A utilização de algas para tratamento de águas residuárias, além de proporcionar a concentração de nutrientes de valor agregado que podem

ser utilizados como biofertilizante para plantações agrícolas, pode reduzir o consumo energético dos processos convencionais integrando seus benefícios, como o biocontrole da emissão de NOx e a biocaptura de CO₂ de gases de combustão. As algas produzem, estequiometricamente, cerca de 730 kg de O₂ para cada tonelada de CO₂ consumida durante a fotossíntese; com isso, o O₂ produzido pode ser utilizado nos métodos aeróbios de tratamento de águas residuárias (CHAUDHARY et al., 2020). Para um melhor

desempenho das microalgas na concentração de nutrientes, a imobilização das células fornece algumas vantagens, como o fácil cultivo e coleta de biomassa, aumenta a tolerância das células a condições ambientais desfavoráveis (altas temperaturas, acidez e elementos tóxicos) e permite operações contínuas do sistema. O potencial de remoção de potássio da vinhaça de cana-de-açúcar por meio da imobilização da microalga clorofícea *Desmodesmus subspicatus* em matrizes biopoliméricas de alginato. Para uma melhor absorção de nutrientes da vinhaça, o alginato foi misturado com uma solução de cloreto de cálcio (CaCl_2) para formar uma matriz com uma superfície altamente reticulada e uma menos reticulada no interior. Os resultados mostraram que foi possível obter, adicionando 10% de CaCl_2 , uma absorção de potássio de 35% (DE JESUS et al., 2019).

Chaudhary et al. (2020) estudaram a remoção de nutrientes das águas residuárias municipais de uma estação de tratamento de esgoto que gera por dia 37,5 milhões de litros de efluente, por meio da utilização de microalga *Chlorella vulgaris* em fotobiorreator com fornecimento de ar enriquecido com CO_2 . Foi possível obter com a utilização da tecnologia de remediação de microalgas *Chlorella vulgaris* com fornecimento de 5% de CO_2 uma concentração de potássio de 83,7 kg d^{-1} .

A urina humana contém aproximadamente 58% do potássio nas águas residuárias domésticas. A concentração desse elemento da urina separada na fonte de geração é um dos benefícios mais atraentes em termos de aumento da resiliência desse nutriente. Um absorvente verde (biocarvão) de baixo custo produzido por resíduos de biomassa como, por exemplo, resíduos de madeira, jardim e agrícola, é uma alternativa atrativa e viável para promover a concentração de potássio na urina. Em comparação com outros absorventes como, por exemplo, zeólita e resina de troca

iônica, o biocarvão rico em nutrientes pode ser aplicado diretamente como fertilizante sem a necessidade de regeneração e com melhoria da produtividade do solo (LIU et al., 2020).

Os mesmos autores adotaram uma abordagem verde utilizando biocarvão carregado de magnésio (biocarvão-Mg), obtido a partir de resíduos de madeira, para recuperar simultaneamente fosfato e potássio a partir urina, e avaliar seu potencial como um produto de fertilizante valioso. As capacidades ótimas de concentração de potássio e fosfato utilizando uma dosagem de biocarvão-Mg de 0,8% foram de 180 e 197 mg g^{-1} . A eficiência de recuperação de potássio com depleção de amônio foi de 37% somente por meio do processo de precipitação de K-estruvita e 90% de fosfato com os métodos de absorção e precipitação. Os parâmetros que afetaram a absorção e os mecanismos de precipitação foram o pH e outros reagentes presentes na urina. Foi observada também pelos autores uma taxa de liberação lenta para o fosfato e para o potássio um comportamento de liberação rápida.

O uso de resina de troca catiônica de ácido forte foi utilizada pelos autores Zhang et al. (2012) visando reduzir a concentração de potássio presente no melaço de vinhaça. A resina de troca catiônica de ácido forte apresentou capacidade máxima de infiltração de 56,79 mg $\text{K}^+ \text{mL}^{-1}$. O volume 0,4 mol L^{-1} de H_2SO_4 com taxa de fluxo de 1080 ml h^{-1} a 35°C, utilizado na primeira etapa do roteamento #E (ou seja, as válvulas 1, 2, 6, 7, 10, 11 foram fechadas enquanto as válvulas 3, 4, 5, 8, 9, 12 foram abertas) para 13% do volume de consumo total foi favoravelmente atrativo para reduzir o volume de eluente (4,2 BV) e obter a eluição satisfatória da taxa de K^+ na resina de 99,6%. Além disso, a cristalização de sulfato na coluna poderia ser evitada.

Outra rota de uso indireto da urina é por meio do processamento com clinoptilolita, uma zeólita na-

tural seletiva para cátions, especialmente NH_4^+ e K^+ . Um dos fatores significativos nesse processo é a carga inicial de nutrientes com a qual o clinoptilolito é carregado. Beler Baykal et al. (2009) investigaram o efeito do carregamento inicial na recuperação de amônio e potássio da urina humana separada na fonte através da clinoptilolita. Os resultados alcançaram uma eficiência de remoção até o valor de carga inicial de 10 mg de NH_4 para 1 g de clinoptilolita, de 94% para amônio e 99% para potássio; nessa carga a urina tratada contém baixas concentrações de ambos os nutrientes. O aumento das cargas iniciais resulta em maiores concentrações finais da superfície do zeólito, mas diminui a eficiência da remoção, resultando em quantidades substanciais de amônio e potássio na urina tratada. Portanto, os autores concluíram que 600 a 900 gramas de clinoptilolito por pessoa por dia é suficiente para transferir 84 a 94% de amônio e 91 a 99% de potássio da urina humana para o zeólito, um fertilizante de liberação lenta com alto potencial para suprir as altas demandas de fertilizantes na agricultura.

7 PROCESSOS QUE VISAM À EXTRAÇÃO DE POTÁSSIO

Os processos empregados para a extração de nutrientes podem reduzir o potencial de eutrofização e acidificação, enquanto compensam a extração de recursos naturais por meio da reutilização dos produtos recuperados (BISSCHOPS et al., 2019). Os processos baseados em membranas fornecem água de reúso para diversos fins e possibilitam a recuperação de nutrientes atrativos para agricultura (PATEL et al., 2020). São processos atrativos e competitivos no tratamento de águas residuárias, pois possuem alta eficiência, fácil manutenção, flexibilidade, não necessitam de adição de produtos químicos e têm baixa geração de resíduo (LIU et al., 2021).

Silva et al. (2020) estudaram a integração dos processos de ultrafiltração e nanofiltração para concentrar a vinhaça e recuperar água para reúso, como também avaliaram o efeito da pré-coagulação no desempenho do sistema UF-NF integrado. Os resultados mostraram uma eficiência de remoção de potássio de 80% com a NF e 65% com a UF. O permeado produzido pelo sistema UF-NF pode ser aplicado na fertirrigação cerca de 19 vezes maior do que permitido na legislação, devido à redução significativa da concentração de potássio na vinhaça. Além disso, o custo anual de descarte do permeado pode ser aproximadamente 4,9 vezes menor que o da vinhaça concentrada. Embora a pré-coagulação melhore o desempenho da UF-NF principalmente pela alta retenção de DQO e minimize a incrustação da membrana, resultou em um custo de tratamento 3 vezes maior do que somente UF-NF e tempo de retorno elevado, o que inviabiliza seu uso.

Lebron et al. (2020) investigaram a aplicabilidade das combinações dos processos de microfiltração e nanofiltração (MF-NF) e com o uso de um coagulante orgânico (tanino) (C-MF-NF), visando obter uma proposta sustentável para o tratamento da vinhaça que permita seu reaproveitamento. Além disso, foi realizada uma avaliação do potencial de recuperação energética da vinhaça bruta e tratada e da viabilidade técnica e econômica do tratamento. Dentre as diferentes concentrações de coagulante utilizadas, $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ foi selecionada como dosagem ótima, resultando para as duas combinações de sistemas MF/NF e C-MF-NF uma eficiência de remoção de potássio de 90,6%. Em dosagens mais altas de coagulante, taxas de incrustação mais baixas foram observadas sobre a superfície da membrana MF e, portanto, maior fluxo de permeado foi obtido. A água de reúso industrial foi obtida como permeado de NF, sendo que o concentrado de ambos os processos apresentou maior potencial energético em relação à vinhaça bruta. A rota MF-NF foi escolhida após uma

análise econômica devido aos altos gastos químicos relacionados à aquisição de taninos no processo C-MF-NF.

A eletrodialise tem sido utilizada em diversas aplicações ambientais. Barros et al. (2019) investigaram três configurações diferentes de ED: configuração seletiva (membranas seletivas monovalentes); configuração não monosseletiva (membranas não monosseletivas) e uma configuração mista (uma membrana catiônica monovalente seletiva e outras não monosseletivas) no tratamento da vinhaça para recuperação de potássio. Os autores também compararam a permeabilidade, resistência da membrana e seletividade em relação às três configurações propostas. Os constituintes aniônicos presente na vinhaça foram as espécies divalentes (sulfato) e/ou matéria orgânica, enquanto os constituintes catiônicos foram principalmente monovalentes (potássio) e, em menor grau, divalentes (cálcio e magnésio). O transporte de potássio, o íon presente em maior concentração e com maior permeabilidade, é limitado pelo transporte aniônico oposto através da membrana, uma vez que a carga na solução de alimentação precisa ser conservada. Como o transporte de sulfato por meio da configuração seletiva (todas as membranas foram seletivas monovalentes) é impedido, o movimento de carga negativa foi baseado no transporte de matéria orgânica. O transporte de cátions para o compartimento concentrado da ED utilizando a configuração mista foi menos prejudicado pelo transporte de DQO e pelo fluxo de sulfato, uma vez que esses fluxos foram maiores do que nas outras configurações. A menor monosseletividade da configuração mista e da seletiva pode ser associada à baixa condutividade da qualidade da vinhaça estudada. Além disso, a maior monosseletividade da membrana não monosseletiva foi alcançada pelo baixo fluxo de cálcio e magnésio, uma vez que a remoção de potássio por essa configuração foi semelhante às outras. A con-

figuração mista da eletrodialise teve o melhor desempenho, pois foi possível recuperar 72% de potássio.

O processo de destilação por membranas em contato direto, utilizando membranas poliméricas e compostos hidrofóbicos foi empregado pelos autores Khumalo et al. (2019) para recuperação de água e nutrientes de amostras de urina humana. As membranas hidrofóbicas foram fabricadas por meio da mistura de fluoreto de poli (vinilideno) (PVDF) e poli (tetrafluoroetileno) (PTFE) e incorporação de nanopartículas de sílica funcionalizadas com metil. A membrana M-3 (15 wt % PVDF / 6 wt % PTFE / 0,3 wt % fMSNs / 79 v % NMP) apresentou maior rejeição de íons. Isso pode ser atribuído à superfície da membrana menos porosa da membrana M-3, a qual apresentou maior concentração de PTFE. O aumento na carga de PTFE melhora a estrutura da membrana, resultando em poros menores distribuídos uniformemente e uma estrutura esponjosa. Logo, com a membrana M-3 foi possível alcançar uma recuperação máxima de água de 80% e remoção de potássio acima de 89%, utilizando pH de 10,5 e um gradiente de temperatura de 30°C. A temperatura do lado da solução de alimentação foi mantida a 50°C e do lado do permeado a 20°C.

A extração de potássio também pode ser realizada por plantas aquáticas como, por exemplo, o aguapé, que apresenta altas taxas de absorção de nutrientes. Zhou et al. (2007) investigaram a extração e recuperação de potássio através do caule e da folha de aguapé *Eichhornia crassipes*. Os resultados mostraram que a maior taxa de remoção de potássio após o tratamento com HCl foi de 69,7%. Durante todo o processo, 44,3% de potássio na amostra de caule e folha de aguapé foram recuperados na forma de bitartrato de potássio ($KC_4H_5O_6$). Na etapa de remoção de substâncias orgânicas em suspensão, Ca^{2+} e Mg^{2+} , utilizando pH de aproximadamente 13, 88,0% de

potássio permaneceu no filtrado. Após essa etapa, foi alcançada com as condições ideais de 3 h a 4°C uma precipitação de potássio de 72,3%. Diante disso este estudo forneceu uma aplicação ambientalmente sustentável para o aguapé, uma planta altamente invasora nos ecossistemas aquáticos. O seu potencial como recurso de potássio possibilitou produzir sais de potássio que podem ser utilizados como fertilizantes.

8 PROCESSOS QUE VISAM À RECUPERAÇÃO DE POTÁSSIO

Uma questão de grande relevância na agricultura é a rápida lixiviação do potássio, principalmente em solos arenosos, promovendo a redução do teor desse elemento no solo, prejudicando o desenvolvimento das culturas (RÖMHELD; KIRKBY, 2010). Os processos de recuperação de K-estruvita podem ser uma solução para esse problema, como também para países que são limitados em reservas de potássio. A K-estruvita ($MgKPO_4 \cdot 6H_2O$) possui função e estrutura similares às da estruvita ($NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$, MAP); ambos os compostos atuam como fertilizante de liberação lenta. O fertilizante K-estruvita é um hexa-hidrato de fosfato de magnésio e potássio, diferindo da estruvita pela substituição do NH_4^+ pelo K^+ . A vinhaça é uma fonte rica em potássio para produção de K-estruvita. No entanto, a maioria dos trabalhos encontrados na literatura avaliaram a precipitação de potássio em urina humana. Poucos trabalhos avaliaram a utilização de vinhaça para esta finalidade (BENNETT, 2015).

A integração dos processos de eletrodialise e precipitação química para o tratamento de vinhaça de cana-de-açúcar visando à recuperação de potássio foi investigada por Silva et al. (2022), o concentrado catódico da eletrodialise foi submetido à precipitação química para formar K-estruvita, enquanto o sobrenadante dessa etapa foi recirculado para o compartimento

concentrado catódico para o próximo lote de eletrodialise, com um total de 3 lotes sequenciais. Os resultados mostraram que a eletrodialise apresentou desempenho estável ao longo dos três lotes realizados, com eficiências de remoção de potássio em torno de 76% e recuperação em torno de 68%. Quanto à etapa de precipitação química, as eficiências de remoção de potássio, fósforo e magnésio foram de 69%, 92% e 88%, respectivamente. A partir das análises MEV/EDS e difração de raios X, foi possível confirmar a formação do fertilizante K-estruvita nos precipitados, resultando na produção de 3,2 kg K-estruvita por m^3 de vinhaça tratada. Os autores Barros et al. (2020) também estudaram a combinação desses dois processos (eletrodialise e precipitação química) para o tratamento da vinhaça, visando à produção de K-estruvita. As condições ideais utilizadas para obter a precipitação K-estruvita foram uma concentração de 0,47M de $MgSO_4$ como solução eletrolítica, pH 10 e razão molar Mg:K:P de 2:1:2. Os resultados mostraram que a combinação da ED com precipitação pode produzir 4,4 e 3,9 kg de K-estruvita por m^3 de vinhaça tratada.

A recuperação de recursos a partir da urina é realizada de forma mais eficiente pela separação na fonte, pois evita a diluição de nutrientes por mistura com água de descarga, banhos e lavagem de roupa (BISSCHOPS et al., 2019). A urina humana é uma fonte rica de fertilizantes NPK, porém o descarte direto desse efluente pode causar acidificação e salinização dos solos, eutrofização e contaminação (produtos farmacêuticos) para a vida aquática. Além disso, o transporte da urina líquida para terras agrícolas é muito caro e a sua composição muda com a temperatura, pH e o tempo. Portanto, visando solucionar os problemas associados, a recuperação ou a concentração de nutrientes da urina separada na fonte utilizando técnicas versáteis é essencial (PATEL et al., 2020).

Jagtap e Boyer (2020) investigaram os processos de precipitação química de estruvita, remoção de amônia e absorção em ácido e destilação, em série, para recuperação de fósforo como estruvita, nitrogênio como sulfato de amônio, potássio e água não potável a partir de urina. Os resultados obtidos mostraram que o tipo de base (NaOH e KOH) utilizada durante o processo de extração de amônia interferiu diretamente na composição do produto à base de potássio. O potássio produzido a partir da urina foi apenas semelhante ao potássio disponível no mercado (ou seja, 50 % de potássio) quando KOH foi utilizado durante o processo de remoção de amônia com $\text{pH} \geq 10,5$ para a urina diluída e $\text{pH} \geq 11,5$ para a urina não diluída. Já quando NaOH foi utilizado durante o processo de remoção de amônia, o produto continha menos de 10% de K e mais de 30% de Na^+ . A alta concentração de Na^+ é indesejável, pois inibe a absorção pelo solo e pela planta dos nutrientes desejados, como nitrogênio e potássio, que são essenciais para o crescimento da planta. Logo, o tratamento local de urina não diluída e diluída para a recuperação de NPK gerou lucro apenas quando o processo de remoção de amônia foi operado com $\text{pH} \geq 10,5$ utilizando KOH.

Huang et al. (2019) avaliaram a recuperação de potássio e fosfato a partir da urina por cristalização na forma de K-estruvita utilizando diferentes fontes de magnésio (MgCl_2 , eletrodo de Mg e $\text{Mg}(\text{OH})_2$). Os resultados obtidos mostraram que o tempo de reação exerceu um efeito desprezível na cristalização da K-estruvita, pois a eficiência de remoção de potássio alcançou rapidamente, em 5 minutos, o valor máximo de 69,7%, e após esse tempo os valores permaneceram estáveis. Em relação à adição de cloreto de magnésio (MgCl_2), quando a adição desse reagente aumentou de 1 para 9, a eficiência de remoção de potássio aumentou de 72% para 78%, porém elevou o teor de sódio nos precipitados recuperados simultaneamente. O resultado da eficiência de recuperação de potássio por meio da cristalização utilizando reator com eletrodo de Mg apresentou

valor próximo da eficiência utilizando MgCl_2 . Já a recuperação de potássio utilizando hidróxido de magnésio alcançou aproximadamente 50%, sendo esse valor menor do que quando se utilizou o MgCl_2 e o eletrodo de Mg. Logo, o MgCl_2 foi a fonte de magnésio mais eficaz na recuperação de potássio da urina na forma de K-estruvita.

Le et al. (2020) investigaram a recuperação simultânea de potássio e fósforo na urina por meio do processo de cristalização homogênea em leito fluidizado. Foram avaliados o pH, a razão molar Mg:K, a concentração de amônio e a velocidade de fluxo ascendente. Em relação ao pH, um dos fatores mais importantes na absorção e precipitação e, conseqüentemente, na eficiência de recuperação dos compostos, o aumento de 7,0 para 10,5 apresentou melhoria nas remoções de potássio e fósforo de 36,5 % para 69,3% e 81,6% para 98,2%, respectivamente. No entanto, a remoção de potássio diminuiu quando o pH foi ajustado acima de 10,5, que pode ser devido à precipitação do hidróxido de magnésio hexahidratado em pH alto, competindo com a precipitação de potássio. No que se refere à razão molar Mg:K, os autores observaram que o aumento desse parâmetro melhorou consideravelmente a remoção de potássio. Ao utilizar as razões molares de Mg:K 1:0; 1:25; 1:5 foram obtidas remoções de potássio de 58,3, 68,3 e 69,3%, respectivamente. O aumento adicional na razão molar de Mg:K acima de 2,0 afetou levemente a remoção de potássio, diminuindo devido à precipitação do fosfato de trimagnésio em dois estados de hidratação ($\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ e $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), que competem com a estruvita conforme a dosagem de magnésio aumenta. A presença de íons de amônio também influenciou na remoção de potássio. As eficiências de remoção diminuíram de 61% para 15% à medida que a concentração de amônio aumentou de 0 para 800 mg N L^{-1} . A velocidade de fluxo ascendente também interferiu na recuperação, e os resultados mostraram que a cristalização e recuperação de potássio aumentou de 39,2% para 53,6% e 57,7% para 69,4% confor-

me a velocidade de fluxo ascendente aumentou de 10 para 30 m h⁻¹. Quando a velocidade atingiu 50 m h⁻¹, a cristalização e recuperação de potássio diminuíram de 53,6% para 29,6%, e 67,8% para 45,5%, respectivamente. O declínio da capacidade de recuperação e cristalização homogênea em leito fluidizado em altas velocidades de fluxo (por exemplo, 50 m h⁻¹) pode ter sido ocasionado pela quebra dos precipitados sob a turbulência intensa dentro do reator. Diante desses resultados, os autores concluíram que nas condições operacionais de pH 10 ± 0,2, razão molar Mg:K de 1,25, concentrações iniciais 850 mg P L⁻¹ e 1830 mg K L⁻¹ e velocidade de fluxo ascendente otimizada em 25-30 m h⁻¹, foi possível atingir uma recuperação de potássio de 70,5% e uma cristalização de 62,3% com alta pureza de estruvita de 95 ± 3%, indicando um uso favorável na agricultura e jardinagem.

9 VIABILIDADE ECONÔMICA DO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE POTÁSSIO

Visando à implementação dos diversos processos de recuperação de potássio em escala industrial, vários trabalhos na literatura têm apresentado o estudo de viabilidade econômico-financeira da técnica desenvolvida. A avaliação econômico-financeira visa definir investimentos e recursos financeiros a serem despendidos para implementação de processos fabris (FILHO, 2013), fornecendo informações a respeito da rentabilidade da técnica e seu impacto na empresa.

Visando à remoção das altas concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos potencialmente perigosos presentes nos efluentes gerados das indústrias não convencionais de gás e petróleo, Hu et al. (2020) verificaram a viabilidade de recuperar simultaneamente NH⁴⁺, K⁺ e Mg²⁺ por meio da precipitação de estruvita após uma etapa de pré-tratamento de cálcio com adição de Na₂CO₃ ou remoção de CO₂. Os resultados obtidos mostra-

ram uma recuperação de 85,9% de íons amônio, 24,8 % de íons potássio e 96,8% de íons magnésio. Segundo os autores, a estruvita precipitada apresentou alto grau de pureza e ausência de metais pesados, o que permite a aplicação do composto obtido como fertilizante. Conforme estimativa econômica realizada durante o estudo, o custo total do processo proposto foi de US\$ 7,41 / m³ de efluente, e a receita potencial dos precipitados de estruvita recuperados foi estimada em US\$ 4,92 / m³ de efluente. Entretanto, segundo os pesquisadores, o custo químico dos processos propostos varia significativamente com base na composição do efluente e nos produtos químicos usados. Hu et al. (2020) afirmam que a precipitação de estruvita pode ser um processo economicamente viável diante dos benefícios ambientais e da recuperação de um recurso renovável.

Sparenberg et al. (2020) avaliaram economicamente a recuperação de sais de efluentes utilizando o método de destilação-cristalização por membrana osmótica. Os sais estudados foram sulfato de sódio decahidratado (Na₂SO₄·10H₂O), carbonato de sódio decahidratado (Na₂CO₃·10H₂O) e nitrato de potássio (KNO₃), que são sais presentes em efluentes de indústrias têxteis, petroquímicas e metalúrgicas. Os autores avaliaram a viabilidade econômica do processo determinando os custos anuais e os lucros da venda dos sais e, conseqüentemente, o benefício final da técnica. Os custos anuais englobaram o custo capital direto – custo com compra de equipamentos, como bombas, membranas e cristalizador – custo de capital indireto ou custo de contingência e custo operacional anual – custo necessário para funcionamento de bombas, custos das soluções osmóticas, custos com mão-de-obra, custo de manutenção, custo de troca de membranas, custos com limpeza utilizando produtos químicos e custos com a disposição da salmoura. Além de definir os custos e os lucros, os autores fizeram várias suposições para análise econômica, tais como: (1) estimou-se a vida da

planta em 20 anos; (2) definiu-se uma taxa de juros igual a 5%; (3) estimou-se o custo do módulo e da membrana em US\$ 120 / m²; (4) estimou-se o custo da eletricidade em US\$ 0,09 / kWh; (5) estimou-se a taxa de substituição das membranas em 25% ao ano; (6) definiram-se os custos de eliminação de salmoura por evaporação em US\$ 1,18 / m³; (7) o custo químico foi estimado em US\$ 0,10 / m³; (8) os preços dos sais de carbonato de sódio decahidratado, sulfato de sódio decahidratado e nitrato de potássio foram estimados em US\$ 156 / ton, US\$ 154 / ton e US\$ 700 / ton, respectivamente e (13) determinou-se que o consumo de eletricidade se deve principalmente ao bombeamento em todo o sistema.

Conforme os dados apresentados por Sparenberg et al. (2020), é esperado o retorno do investimento – *payback* – no prazo de 14, 6 e 10 anos para a produção de sulfato de sódio decahidratado, nitrato de potássio e carbonato de sódio decahidratado. A produção dos sais por destilação-cristalização por membrana osmótica seria de US\$ 144,80 / ton para sulfato de sódio decahidratado, US\$ 410,40 / ton para nitrato de sódio e US\$ 127,50 / ton de carbonato de sódio decahidratado. Comparando com os preços de mercado, a técnica estudada de recuperação dos sais se mostrou competitiva.

Li et al. (2015) propuseram a recuperação de potássio de concentrados de chorume de aterro sanitário utilizando uma combinação de eletrolise de membrana de troca catiônica e cristalização de fosfato de potássio e magnésio, obtendo K-estruvita (MgKPO₄·6H₂O). Segundo os autores, após 8 horas de eletrodialise, 99% de íons potássios presentes no concentrado de lixiviado foram transferidos e acumulados na câmara catódica. Em seguida, 53% dos íons potássios foram removidos da solução na forma de K-estruvita, um excelente fertilizante tamponado. Li et al. (2015) concluíram que os resultados indicaram que a recuperação de potássio como K-estruvi-

ta (MgKPO₄·6H₂O) via sistema CEME é tecnicamente viável. Uma análise econômica preliminar da técnica também foi conduzida. Segundo os resultados encontrados pelos autores, a recuperação de potássio na forma de K-estruvita por meio do sistema CEME não apresenta vantagens econômicas quando se utiliza o preço da estruvita (MgNH₄PO₄·6H₂O) como referência. Segundo o artigo, custará US\$ 538.880 / ano para produzir a K-estruvita frente ao valor US\$ 7.000 / ano para obtenção da estruvita por meio da recuperação de fosfato de concentrados de osmose reversa em águas residuais. Porém, os autores classificaram a recuperação de potássio na forma de K-estruvita de águas residuais como uma técnica promissora visto o crescente preço dos recursos de potássio no mercado global. Segundo Li et al. (2015), o consumo de energia do processo pode ser reduzido com a otimização da eletrolise de membrana de troca catiônica e cristalização de fosfato de potássio e magnésio ou com a melhoria da configuração da célula de eletrolise.

Diferentes configurações de eletrodialise na recuperação de potássio também foram estudadas por Barros et al. (2019). Os autores avaliaram, em termos de eficiência de recuperação de potássio da vinhaça e necessidades energéticas, três configurações diferentes de eletrodialise usando uma membrana seletiva de íon monovalente e uma membrana heterogênea não seletiva.

Os resultados mostraram que a configuração mista de eletrodialise foi capaz de recuperar 72% de potássio aplicando uma densidade de corrente igual a 60 A / m² com o menor consumo energético (9 kWh / m) e melhor eficiência (54%). Segundo os autores, o tratamento da vinhaça por eletrodialise é mais favorável economicamente quando o efluente bruto apresenta altas concentrações de sais, uma vez que resultará em um consumo específico de energia mais favorável, já que a resistência da solução é menor e o fluxo difusivo é mais elevado.

10 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Esta pesquisa visou ser um levantamento com análise crítica sobre as concentrações de potássio em diferentes tipos de águas residuárias e os processos envolvidos para o beneficiamento desse importante recurso. A vinhaça (1.000 a 4.000 mg L⁻¹) e a urina humana (1.000 a 2.000 mg L⁻¹) foram as águas residuárias que apresentaram as maiores concentrações de potássio e que possuem um maior número de processos empregados para seu tratamento. Os processos de separação por membranas (ED, destilação por membranas, UF-NF e MF-NF) se destacaram entre os diversos estudos publicados, pois apresentaram altas remoções de potássio que, integradas aos processos de precipitação de nutrientes, podem gerar K-estrutiva, um fertilizante de liberação lenta, de alto valor agregado devido ao alto nível de pureza que pode ser alcançado. Além disso, essas técnicas rejeitam micropoluentes e produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais que são altamente tóxicos para a vida aquática. Conforme visto neste artigo, o consumo de produtos químicos, energia e água são os principais entraves das técnicas sustentáveis de recuperação de potássio, afetando significativamente a viabilidade econômica dos processos. Portanto, aprimorar esses processos com base no conceito de economia circular maximizando a recuperação de energia e a reutilização de água e minimizando a utilização de insumos virgens pode torná-las mais atrativas e competitivas para a recuperação de potássio das águas residuárias. Pode-se perceber também com esta pesquisa que ainda falta nos marcos legais um incentivo maior para apoiar e motivar as pesquisas futuras a desenvolver técnicas inteligentes, robustas, autossustentáveis, versáteis e econômicas para produção de fertilizantes a base de potássio a partir de águas residuárias e assim torná-las aplicáveis em larga escala para comercialização.

11 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

12 REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. et al. Acid mine drainage treatment by nanofiltration: A study of membrane fouling, chemical cleaning, and membrane ageing. **Separation and Purification Technology**, v. 192, n. February 2017, p. 185–195, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.09.043>.
- ALVES, P. R. L. et al. Ecotoxicological characterization of sugarcane vinasses when applied to tropical soils. **Science of the Total Environment**, v. 526, p. 222–232, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.150>.
- AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C.; BORGES, C. P. Evaluation of the Use of Powdered Activated Carbon in Membrane Bioreactor for the Treatment of Bleach Pulp Mill Effluent. **Water Environment Research**, v. 86, n. 9, p. 788–799, 2015. <https://doi.org/10.2175/106143014x13975035526383>.
- ANDA, Associação Nacional para Difusão de Adubos. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. p. 1, 2020. Disponível em: <<http://anda.org.br/estatisticas/>>.
- ANDRADE, L. H. et al. Integration of two-stage nanofiltration with arsenic and calcium intermediate chemical precipitation for gold mining effluent treatment. **Environmental Technology** (United Kingdom), v. 40, n. 13, p. 1644–1656, 2019. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1432692>.
- ANM, Agência Nacional de Mineração. **Informe mineral 2º/2019**. Disponível em: <<https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/dnpm/informes/informe-mineral-2019-2o-semester>>.
- ANM, Agência Nacional de Mineração - **Sumário Mineral 2017**. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumario-mineral/sumario-mineral_2017>.
- ARIENZO, M. et al. A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2–3, p. 415–422, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.095>.
- ARIENZO, M. et al. The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management. **Geoderma**, v. 173–174, p. 303–310, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.012>.
- BARBOSA, E. A. A. et al. Cana-de-açúcar fertirrigada com vinhaça e adubos minerais via irrigação por gotejamento subsuperficial: ciclo da cana-planta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 9, p. 952–958, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000900005>.
- BARROS, L. B. M., BRASIL, Y. L., SILVA, A. F. R., et al. Potassium recovery from vinasse by integrated electro dialysis – precipitation

process: Effect of the electrolyte solutions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 104238, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104238>

BARROS, L.B.M., et al. Investigation of electrodialysis configurations for vinasse desalting and potassium recovery. **Separation and Purification Technology**, v. 229, n. July, p. 115797, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115797>.

BASSO, C. J. et al. Vinhaça como fonte de potássio: Resposta da sucessão aveia-preta/milho silagem/milho safrinha e alterações químicas do solo na Região Noroeste do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 43, n. 4, p. 596–602, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013000400006>.

BELER BAYKAL, B. et al. The effect of initial loading on the removal of ammonium and potassium from source-separated human urine via clinoptilolite. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 10, p. 2515–2520, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.614>.

BENNETT, A. M. **Potential for Potassium Recovery as K-Struvite**. 2015. 99 f. 2015. <https://doi.org/10.14288/1.0166487>.

BISSCHOPS, I. et al. Integrated nutrient recovery from source-separated domestic wastewaters for application as fertilisers. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Wageningen, v. 40, n. 730285, p. 7–13, jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.co-sust.2019.06.010>.

BRASIL. **O potássio da bacia do Amazonas: avanços na pesquisa e perspectivas quem somos**. p. 41, 2016. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/24305693-O-potassio-da-bacia-do-amazonas-avancos-na-pesquisa-e-perspectivas-simexmin-maio-2016.html>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

BRASIL. Lei 12.890, de 10 de dezembro de 2013. Altera a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, para incluir os remineralizadores como uma categoria de insumo destinado à agricultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 11 dez. 2013. Seção 1, p.3. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Lei/L12890.htm#art2. Acesso em: 15 jan. 2020

CANDIDO, C.; LOMBARDI, A. T. Growth of *Chlorella vulgaris* in treated conventional and biodigested vinasses. **Journal of Applied Phycology**, v. 29, n. 1, p. 45–53, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0940-2>.

CETESB. **Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, p. 1–12, 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/P4_231.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.

CETESB. **Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. 3ª edição, fevereiro de 2015, 2ª versão. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, p. 1–12, 2015. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/P4.231_Vinha%C3%A7a_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola

-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%830.pdf. Acesso em: 15 jan. 2020.

CHAUDHARY, R.; TONG, Y. W.; DIKSHIT, A. K. Kinetic study of nutrients removal from municipal wastewater by *Chlorella vulgaris* in photobioreactor supplied with CO₂-enriched air. **Environmental Technology** (United Kingdom), Mumbai, v. 41, n. 5, p. 617–626, ago. 2020. DOI: 10.1080/09593330.2018.1508250.

CHEN, W. et al. Life cycle assessment of potash fertilizer production in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 138, n. July, p. 238–245, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.028>.

COPAM, N. Deliberação Normativa COPAM no 164, de 30 de março de 2011. Estabelece normas complementares para usinas de açúcar e destilarias de álcool, referentes ao armazenamento e aplicação de vinhaça e águas residuárias no solo agrícola. 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=142793>. Acesso em: 11 de jan. de 2020.

DE JESUS, G. C.; BASTOS, R. G.; DA SILVA, M. Production and characterization of alginate beads for growth of immobilized *Desmodesmus subspicatus* and its potential to remove potassium, carbon and nitrogen from sugarcane vinasse. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 22, n. September, p. 101438, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101438>.

CASAROTTO FILHO, N. **Elaboração de Projetos Empresariais: Análise Estratégica, Estudo de Viabilidade e Plano de Negócio**. 1 ed. São Paulo: Atlas, p. 248, 2011.

FERSI, C.; DHAHBI, M. Treatment of textile plant effluent by ultrafiltration and/or nanofiltration for water reuse. **Desalination**, v. 222, n. 1–3, p. 263–271, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.171>.

FILHO, NELSON CASAROTTO. **Elaboração de Projetos Empresariais: Análise Estratégica, Estudo de Viabilidade e Plano de Negócio**. **LabSAD** Ano II-Número2- Julho de 2013, p. 248, 2013. Disponível em: <<https://labsad.ufsc.br/files/2015/09/Seminário-Planejamento-Industrial-2013.1-rev5.pdf>>.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 210–229, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.003>.

FUESS, L. T.; RODRIGUES, I. J.; GARCIA, M. L. Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 52, n. 11, p. 1063–1072, 2017. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1338892>.

GAO, Y. et al. An experimental study on the recovery of potassium (K) and phosphorous (P) from synthetic urine by crystallization of magnesium potassium phosphate. **Chemical Engineering Jour-**

- nal, v. 337, n. September 2017, p. 19–29, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.077>.
- GERARDO, Michael L. et al. Moving towards sustainable resources: Recovery and fractionation of nutrients from dairy manure digestate using membranes. **Water Research**, v. 80, p. 80–89, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.016>.
- GONÇALVES, Y. S. **Fontes e doses de potássio na produtividade e qualidade da mandioca de mesa**. 2018. 59 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://uenf.br/posgraduacao/producao-vegetal/wp-content/uploads/sites/10/2018/05/ygor-dissertac%CC%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 15 de jan. de 2020.
- HU, L. et al. Simultaneous recovery of ammonium, potassium and magnesium from produced water by struvite precipitation. **Chemical Engineering Journal**, Las Cruces, v. 382, p. 123001, set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123001>.
- HUANG, H. et al. Alleviating Na⁺ effect on phosphate and potassium recovery from synthetic urine by K-struvite crystallization using different magnesium sources. **Science of the Total Environment**, Dongguan, v. 655, p. 211–219, nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.259>.
- JAGTAP, N. S., BOYER, T. H. Urine collection in a multi-story building and opportunities for onsite recovery of nutrients and non-potable water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 103964, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103964>.
- KHUMALO, N. et al. Water recovery from hydrolysed human urine samples via direct contact membrane distillation using PVDF/PTFE membrane. **Separation and Purification Technology**, v. 211, p. 610–617, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.10.035>.
- KINPARA, D. I. **A importância estratégica do potássio para o Brasil**. Planaltina, DF, Embrapa Cerrados, p. 27, dez. 2003. ISSN 1517-5111.
- LANZERSTORFER, C. Potential of industrial de-dusting residues as a source of potassium for fertilizer production – A mini review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 143, n. September 2018, p. 68–76, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.12.013>.
- LE, V. G., VU, C. T., SHIH, Y. J. et al. Phosphorus and potassium recovery from human urine using a fluidized bed homogeneous crystallization (FBHC) process. **Chemical Engineering Journal**, v. 384, p. 123282, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123282>.
- LEBRON, Y. A. R. et al. Vinasse treatment using hybrid tannin-based Coagulation-Microfiltration-Nanofiltration processes: Potential energy recovery, technical and economic feasibility assessment. **Separation and Purification Technology**, v. 248, n. April, p. 117152, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117152>.
- LI, J. S. et al. Renewable resource for agricultural ecosystem in China: Ecological benefit for biogas by-product for planting. **Ecological Informatics**, Pequim, v. 12, p. 101–110, jun. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.02.023>.
- LI, X. et al. Recovery of potassium from landfill leachate concentrates using a combination of cation-exchange membrane electrolysis and magnesium potassium phosphate crystallization. **Separation and Purification Technology**, v. 144, p. 1–7, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.035>.
- LIMA, F. A. et al. Revisão sobre a toxicidade e impactos ambientais relacionados à vinhaça, efluente da indústria sucroalcooleira. **CADERNOS UniFOA**, n. 32, p. 27–34, 2016. Disponível em: <<http://revistas.unifoa.edu.br/index.php/cadernos/article/view/465>>.
- LIU, J. et al. A green method for the simultaneous recovery of phosphate and potassium from hydrolyzed urine as value-added fertilizer using wood waste. **Resources, Conservation and Recycling**, Pequim, v. 157, p. 104793, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104793>.
- LIU, Y. et al. Overview of recent developments of resource recovery from wastewater via electrochemistry-based technologies. **Science of the Total Environment**, Chongqing, v. 757, p. 143901, dez. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143901>.
- LUIZ, A. et al. Potential upgrading of bio-refinery streams by electrodialysis. **Desalination**, v. 415, n. February, p. 20–28, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.02.023>.
- MAGALHÃES, N. C. et al. Role of nanofiltration or reverse osmosis integrated to ultrafiltration-anaerobic membrane bioreactor treating vinasse for the conservation of water and nutrients in the ethanol industry. **Journal of Water Process Engineering**, Belo Horizonte, v. 36, p. 101338, maio 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101338>.
- MEHTA, C. M. et al. Technologies to recover nutrients from waste streams: A critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Queensland, v. 45, n. 4, p. 385–427, maio 2015. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866621>.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Estabelece as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura. Instrução Normativa nº 5, de 10 de março de 2016. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 14 mar. 2016. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-5-de-10-3-16-remineralizadores-e-substratos-para-plantas.pdf>. Acesso em: 11 de jan. de 2020.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 15 jul. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insu>

mos-agropecuários/insumos-agrícolas/fertilizantes/legislacao/in-61-de-8-7-2020-organicos-e-biofertilizantes-dou-15-7-20.pdf. Acesso em: 11 de jan. de 2020.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, registro de produto, autorizações, embalagem, rotulagem, documentos fiscais, propaganda e tolerâncias dos fertilizantes minerais destinados à agricultura. Instrução Normativa nº 39, de 08 de agosto de 2018. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 10 ago. 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuários/insumos-agrícolas/fertilizantes/legislacao/in-39-2018-fert-minerais-versao-publicada-dou-10-8-18.pdf/view>. Acesso em: 11 de jan. de 2020.

MOTA, S. et al. Utilização de Nutrientes de Esgoto Tratado na Piscicultura. In: VON SPERLING, M.; MOTA, F. S. B. **Esgoto: nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Fortaleza: PROSAB, 2009. Cap. 5. p. 148-174.

NAKAO, S.; NISHIO, T.; KANJO, Y. Simultaneous recovery of phosphorus and potassium as magnesium potassium phosphate from synthetic sewage sludge effluent. **Environmental Technology** (United Kingdom), v. 38, n. 19, p. 2416–2426, 2017. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1264485>.

PATEL, A.; MUNGRAY, A. A.; MUNGRAY, A. K. Technologies for the recovery of nutrients, water and energy from human urine: A review. **Chemosphere**, Surat, p. 127372, jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127372>.

PIVELI, R. P. et al. Utilização de Esgoto Tratado na Agricultura: Aporte de Água e Nutrientes. In: VON SPERLING, M.; MOTA, F. S. B. **Esgoto: nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Fortaleza: PROSAB, 2009. Cap. 3. p. 53-119.

REETZ, H. F. **Fertilizers and their Efficient Use**. IFA. Paris, France, 1 ed., p. 114, v. 53, maio 2016.

RICHETTI, P. **Tendências da produção de fertilizantes no Brasil. Cenário Agro, 2018**. Disponível em: <http://www.cenarioagro.com.br/tendencias-da-producao-de-fertilizantes-no-brasil/>. Acesso em: 02 jun. 2021.

ROLIM, M. M. et al. Influência de uma lagoa de distribuição de vinhaça na qualidade da água freática. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>.

RÖMHELD, Volker; KIRKBY, Ernest A. Research on potassium in agriculture: Needs and prospects. **Plant and Soil**, v. 335, n. 1, p. 155–180, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0520-1>.

SANTOS, N. J. R. **Resposta de Cedrela fissilis Vell à potássio e cloreto**. 2020. 73 f. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias). Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2020. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/bitstream/tede/7895/3/Tese%20-%20Nonato%20Junior%20Santos.pdf>. Acesso em: 17 out. 2022.

SANTOS, F. S. et al. Sugarcane vinasse treatment by two-stage anaerobic membrane bioreactor: Effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, biogas production and membrane fouling. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 342–350, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.126>.

SAWADOGO, B. et al. Brewery wastewater treatment using MBR coupled with nanofiltration or electro dialysis: Biomass acclimation and treatment efficiency. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 11, p. 2624–2634, 2018. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.232>.

SCHNEIDER, F. L. **Fontes de carbono orgânico sobre o desempenho agrônomo da cultura da soja e teores de fósforo e potássio no solo**. 2020. 52 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Departamento Acadêmico de Ciências Agrárias, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2020. Disponível em: <https://repositorio.utfrpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5022/1/carbonoorganicosojateoresfosforo.pdf> Acesso em: 17 out. 2022.

SELVAMURUGAN, M. et al. High rate anaerobic treatment of coffee processing wastewater using upflow anaerobic hybrid reactor. **Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 7, n. 2, p. 129–136, 2010.

SHI, W. et al. Berlin green-based battery deionization-highly selective potassium recovery in seawater. **Electrochimica Acta**, v. 310, p. 104–112, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2019.04.122>.

SILVA, A. F. R. et al. Effect of electrolyte solution recycling on the potassium recovery from vinasse by integrated electro dialysis and K-struvite precipitation processes. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 450, p. 137975, dez. 2022. DOI: 10.1016/j.cej.2022.137975.

SILVA, A. F. R. et al. Dissolved hydrogen sulfide removal from anaerobic bioreactor permeate by modified direct contact membrane distillation. **Separation and Purification Technology**, Belo Horizonte, v. 233, p. 116036, set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116036>.

SILVA, A. et al. Resposta da cultura do milho à aplicação de vinhaça como fonte de potássio. **Revista Ciências Exatas e da Terra e Ciências Agrárias**, v. 14, n. 1, p. 40–46, 2019. DOI: ISSN 1981-092X.

SILVA, S. C. da, MORAVIA, M. C. S. A., COUTO, C. F. Combined Process of Ultrafiltration and Nanofiltration for Vinasse Treatment With and Without Pre-Coagulation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, n. May, p. 101326, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101326>.

SIVALOGANATHAN, P. et al. Effect of dilution of treated distillery effluent (TDE) on soil properties and yield of sugarcane. **American Journal of Plant Sciences**, Trichira-palli, v. 04, n. 09, p. 1811–1814, ago. 2013. <https://doi.org/10.4236/ajps.2013.49222>.

SPARENBERG, M. C.; SALMÓN, I. R.; LUIS, P. Economic evaluation of salt recovery from wastewater via membrane distillation-crys-

tallization. **Separation and Purification Technology**, Louvain-la-Neuve, v. 235, p. 116075, set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116075>.

TUCKER, R. et al. **Beef cattle feedlots: waste management and utilisation**. Meat & Livestock Australia Ltd, Sydney, set. 2015. ISBN 9781741919172.

UYEDA, C. A. et al. Influence of vinasse application in hydraulic conductivity of three soils. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 4, p. 689–698, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000400008>.

WANG, Y. et al. Electro-Fenton treatment of concentrates generated in nanofiltration of biologically pretreated landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, Pequim, v. 229–230, p. 115–121, jun. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.05.108>.

XU, K. et al. Water reduction and nutrient reconcentration of hydrolyzed urine via direct-contact membrane distillation: ammonia loss and its control. **Journal of Environmental Engineering**, Pequim, v. 145, n. 3, p. 04018144, dez. 2019. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001496](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001496).

XU, K. et al. Removal and recovery of N, P and K from urine via ammonia stripping and precipitations of struvite and struvite-K. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 1, p. 155–164, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.494>.

ZHANG, P. J. et al. Using strong acid-cation exchange resin to reduce potassium level in molasses vinasses. Guangzhou, **Desalination**, v. 286, p. 210–216, dez. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.024>.

ZHANG, P. J. et al. Using strong acid-cation exchange resin to reduce potassium level in molasses vinasses. **Desalination**, v. 286, p. 210–216, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.024>.

ZHANG, C. et al. Recovery of Phosphorus and Potassium from Source-Separated Urine Using a Fluidized Bed Reactor: Optimization Operation and Mechanism Modeling. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 56, n. 11, p. 3033–3039, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.6b04819>.

ZHOU, W. et al. Extraction and retrieval of potassium from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 226–231, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.011>.

Proposta de medidas de controle na drenagem urbana do bairro Santa Cecília, em Cajazeiras – PB



Proposed control measures in the urban drainage of the bairro Santa Cecília, in Cajazeiras – PB




- **Data de entrada:**
25/01/2022
- **Data de aprovação:**
16/02/2023

Luan Alves Furtado^{1*} | Alda Viana Duarte² | Cícero Joelson Vieira Silva² | Daniela Passos de Almeida Tavares³ | Karen Tayna Fernandes de Almeida Nóbrega²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.006>

ORCID ID

Furtado LA  <https://orcid.org/0000-0002-8390-5344>
Duarte AV  <https://orcid.org/0000-0001-5708-9198>

Silva CJV  <https://orcid.org/0000-0001-5848-6339>
Tavares DPA  <https://orcid.org/0000-0001-8518-3288>
Nóbrega KTFA  <https://orcid.org/0000-0001-5848-6339>

Resumo

A expansão urbana tem provocado profundas mudanças no meio ambiente, afetando negativamente características como a permeabilidade dos solos e o escoamento natural de águas precipitadas. A ausência de políticas públicas e de sistemas de manejo pluvial configura um dos principais problemas identificados nos centros urbanos brasileiros. Dentro do contexto de precariedade dos mecanismos de gestão da drenagem urbana na cidade de Cajazeiras-PB, temos como área de estudo o bairro Santa Cecília. O presente artigo apresenta propostas de medidas estruturais e não estruturais para promover a drenagem na área do bairro, por meio de um sistema hidráulico de galerias e aplicação de técnicas compensatórias como medida de gestão pluvial sustentável. Foi empregada como metodologia de dimensionamento hidráulico a sistematização de galerias, que utiliza, em detrimento do método racional, o cálculo de velocidade e lâmina d'água para monitoramento da economicidade de cada trecho. Constatou-se durante o estudo a inexistência de plano diretor de drenagem urbana no município, sendo o controle de drenagem baseado na empregabilidade de medidas paliativas em nível local. Também foi possível concluir a insuficiência de dispositivos de drenagem, bem como precariedade das redes atualmente em uso. Concluiu-se, ao final do estudo, que 95,91% do sistema seria composto por galerias de microdrenagem e apenas 4,09% da rede teria diâmetros de macrodrenagem. Além disso, 46,09% da rede seria composta pelo menor diâmetro admissível para drenagem urbana, correspondente a 400 mm. Foram propostas medidas de controle da drenagem como a interligação de rede a canais já existentes e adoção de técnicas compensatórias como bacias de infiltração. Como sugestão para a garantia de funcionamento pleno do sistema, sugeriu-se o incentivo à adoção de medidas de controle na fonte.

Palavras-chave: Drenagem urbana. Planejamento urbano. Projeto.

Abstract

Urban expansion has caused profound changes in the environment, negatively affecting characteristics such as the permeability of soils and the natural runoff of precipitated water. The absence of public policies and rainfall manage-

¹ Universidade Federal de Pernambuco - Campus Recife - Recife - Pernambuco - Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba - Campus Cajazeiras - Cajazeiras - Paraíba - Brasil.

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba - Campus Princesa Isabel - Princesa Isabel - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** luan.furtado@ufpe.br.

ment systems are one of the main problems identified in Brazilian urban centers. Within the context of precariousness of urban drainage management mechanisms in the city of Cajazeiras-PB, we have the Santa Cecília neighborhood as a study area. This article presents proposals for structural and non-structural measures to promote drainage in the neighborhood area, through a hydraulic system of galleries and application of compensatory techniques as a measure of sustainable rainfall management. The systematization of galleries was used as a hydraulic dimensioning methodology, which uses, instead of the rational method, the calculation of speed and water depth to monitor the economy of each section. It was verified during the study the inexistence of a master plan for urban drainage in the city, being the drainage control based on the employability of palliative measures at the local level. It was also possible to conclude the insufficiency of drainage devices, as well as the precariousness of the networks currently in use. It was concluded, at the end of the study, that 95.91% of the system would be composed of micro-drainage galleries and only 4.09% of the network would have macro-drainage diameters, in addition, 46.09% of the network would be composed of the smallest admissible diameter for urban drainage, corresponding to 400 mm. Drainage control measures were proposed, such as the interconnection of the network to existing channels and the adoption of compensatory techniques such as infiltration basins. As a suggestion to guarantee the system's full functioning, it was suggested to encourage the adoption of control measures at source.

Keywords: Urban drainage. Urban planning. Project.

1 INTRODUÇÃO

A demanda por conforto e bem-estar social, características que marcam a evolução humana, desencadeou inúmeros processos e inovações que se estenderam aos ambientes urbanos. A descoberta e a aplicação de materiais resistentes e duráveis têm favorecido a expansão das áreas urbanizadas, criando grandes extensões impermeáveis que alteram profundamente o meio ambiente e seus aspectos naturais.

No Brasil, o surgimento das grandes cidades incidiu sobre o aumento das migrações, criando um dos elos mais importantes entre as profundas mudanças estruturais e a expansão urbana. No entanto, a intensidade do processo de urbanização e o aumento dos custos de vida decorrentes dele forçaram a população marginalizada a ocupar as periferias urbanas em um processo contínuo e irregular, que teve como consequência o aumento de problemas de ordem ambiental e social (BRITO et al., 2018; SILVA et al., 2019).

A promulgação da Constituição Federal de 1988 constitui-se como um novo marco e premissa que reenquadra as práticas de planejamento urbano; nela, o instrumento do plano diretor passa a ter uma nova lógica de elaboração, norteador pelas possibilidades de democratização do planejamento e pelo horizonte de inclusão social (BRASIL et al., 2010).

Em um contexto histórico mais recente, a ferramenta legal de instituição do saneamento no país foi aprovada na Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, tendo como princípio fundamental a universalização do seu acesso (BRASIL, 2007).

Entretanto, mesmo diante do surgimento de mecanismos legais, a inadequada gestão governamental, a precariedade e a ineficiência dos projetos de saneamento, o crescimento urbano irrefreável e a exiguidade de processos sustentáveis são fatores preponderantes que perduram até os dias atuais. Dentro desse contexto, a dre-

nagem urbana, constituída como uma das vertentes do saneamento básico no Brasil, enfrenta resistência para a sua implementação. Segundo Villanueva et al. (2011), “a longo prazo, o impacto do escoamento pluvial em um ambiente natural ou construído, depende muito da forma como as questões de gestão das águas pluviais são conduzidas, no sentido de integrá-las no processo global de planejamento urbano”.

Nesse sentido, Souza et al. (2012) apontam como fragilidades da gestão da drenagem urbana no país a administração em nível municipal e federal, inadequação das legislações de uso e ocupação dos solos, bem como a ausência de licenciamento ambiental. Ainda atribui à limitação profissional a marginalização dos serviços de drenagem, uma vez que são razão para o despreparo na gestão que tem como consequência as falhas em projetos, demandas no setor e investimentos sem sustentabilidade.

Para Canholi (2014), a aleatoriedade e a escassez de fenômenos hidrológicos de grande porte, característica recorrente do semiárido nordestino, tem forte influência sobre as restrições para a implementação de projetos de drenagem. Tal fator implica na exclusão do manejo pluvial das prioridades de investimentos públicos municipais, dada sua solicitação não permanente.

Botelho (1998) afirma que o mais adequado seria que o projeto urbanístico fosse planejado de forma a atender às características topográficas e geográficas de uma área. Nesse sentido, as obras de drenagem urbana representam uma ferramenta indispensável na integração entre o sistema urbanístico e o meio ambiente, atuando como um mecanismo artificial para compensar os impactos da impermeabilização do solo e da mudança na configuração natural desses ambientes. Quando a compatibilização entre as cidades e o meio ambiente não ocorre, há uma série de consequências danosas, tanto para os

indivíduos como para o meio ambiente, assim como altos custos com obras de recuperação.

Diante do exposto, o presente trabalho se propõe a desenvolver um estudo sobre o atual cenário da drenagem urbana no país, dentro do contexto histórico e legislativo, bem como analisar os aspectos da gestão das águas de chuva no bairro Santa Cecília, localizado na cidade de Cajazeiras - PB; dimensionar um sistema de controle da drenagem para o bairro; realizar estudo de viabilidade técnica e propor medidas baseadas em técnicas de compensação para os volumes captados na rede, a fim de garantir melhores condições de infraestrutura básica para os habitantes locais.

2 OBJETIVOS

Propor um sistema de drenagem para o bairro Santa Cecília, localizado na cidade de Cajazeiras-PB.

2.1 Objetivos específicos

- Realização de diagnóstico do sistema de drenagem de águas pluviais no bairro Santa Cecília;
- Realização de dimensionamento hidráulico de Sistema de Drenagem Urbana para o bairro;
- Proposição de medidas de controle paliativo na drenagem urbana do bairro, como técnicas de compensação, controle na fonte e à jusante.

3 METODOLOGIA

A cidade de Cajazeiras localiza-se na mesorregião do Sertão da Paraíba (06° 53'S), a 468 km da capital do estado, João Pessoa. O município possui uma área territorial de 562,703 km², uma população estimada em 62.576 habitantes, para o ano de 2021, e densidade demográfica de 103,28 hab/km². De acordo com a classificação Koppen, o clima local é caracterizado como semiárido quente, tempera-

tura média de 25,9°C, com índices pluviométricos baixos durante o inverno, atingindo pluviometria média anual de 957 mm (IBGE, 2021).

O bairro Santa Cecília (Fig. 1), foco deste estudo, localiza-se na região leste do município de Cajazeiras, possui uma área de aproximadamente 0,35 km², ocupada preponderantemente por lotes residenciais, abrigando também um dos ce-

mitérios públicos da cidade. O bairro apresenta uma infraestrutura urbana difusa, precariedade dos serviços de manejo de águas pluviais e problemas de drenagem superficial que reduzem a continuidade das vias urbanas e comprometem a qualidade de vida da população local, gerando transtornos substanciais durante eventos de pico, em períodos de chuva.



Figura 1 - Localização do bairro Santa Cecília.

A Fig. 2 elenca as principais etapas da sistematização para elaboração de projeto de drenagem urbana, segundo a metodologia proposta por Menezes Filho (2007), de acordo com o objetivo central do presente trabalho.

O presente estudo foi dividido em diferentes etapas, sendo a primeira delas um levantamento bibliográfico, cujo objetivo foi reunir um arcabouço teórico e científico para a concepção do projeto de drenagem. O levantamento de informações técnicas, por sua vez, foi dividido em outras duas etapas distintas, sendo a etapa primária o levantamento de dados in loco, com o objetivo de caracterizar a infraestrutura do bairro e sua rede de drenagem, e a etapa se-

cundária caracterizada pelo levantamento de informações técnicas por meio da prefeitura e secretaria de obras do município, com finalidade semelhante à etapa primária.

Mediante a composição do acervo técnico e científico, foram executados o dimensionamento das redes de drenagem do bairro e o detalhamento dos dispositivos de manejo pluvial. Nessa etapa, foram obedecidas as recomendações da NBR 10844/89: Instalações de águas pluviais, bem como as orientações de manuais de drenagem. Concluído o dimensionamento das galerias e dispositivos de drenagem, foram elaborados os detalhamentos com a aplicação de software reconhecido no mercado.

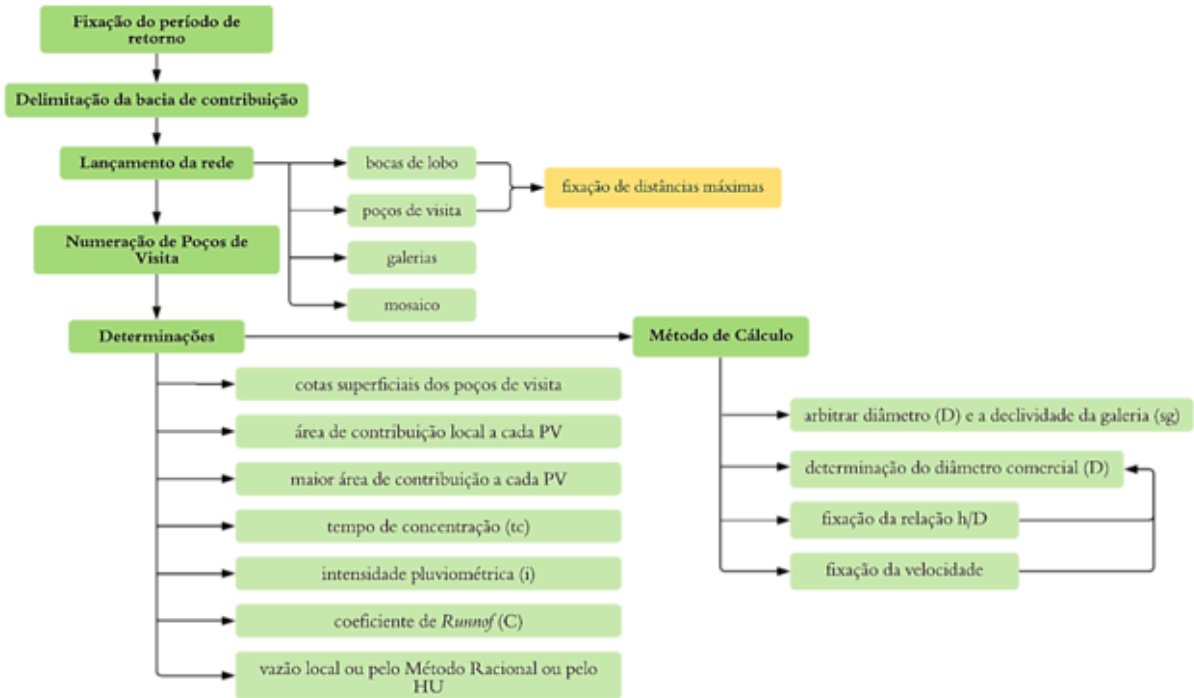


Figura 2 - Fluxograma para dimensionamento.

3.1 Dimensionamento do sistema de macrodrenagem

A etapa inicial para elaboração do projeto de drenagem pluvial foi composta pela fixação do período de retorno (T_r) de 10 anos — em função do tipo de ocupação do solo (Tabela 1) — duração de precipitação (t) de 5 minutos, obtendo-se intensidade pluviométrica (i) em mm/h pela Eq. 1.

$$i = \frac{859,01T^{0,264}}{(t + 11)^{0,7508}} \quad (1)$$

De posse das informações de intensidade pluviométrica, adotando o coeficiente de *Runoff* (C) como 0,75 — esse coeficiente de escoamento pode ser determinado com base na precipitação, tipo de solo e impermeabilização do solo (Tabela 2) — e as áreas de contribuição (A) delimitadas para cada boca de lobo, foram determinadas as vazões de contribuição (Q) para cada poço de visita (PV), conforme Eq. 2.

Tabela 1 - Períodos de retorno (T) em função do tipo de ocupação da área.

Tipo de obra	Tipo de ocupação de área	T (anos)
Microdrenagem	Residencial	2
	Comercial	5
	Área com edifícios de serviços ao público	5
	Aeroportos	2-5
Macrodrenagem	Áreas comerciais e artérias de tráfego	5-10
	Áreas comerciais e residenciais	50-100
	Áreas de importância específica	500

Fonte: DAEE-CETESB (1980).

Tabela 4 - Valores de Coeficientes para algumas superfícies.

Tipo de superfície	Valor médio	C_i
Cimento e asfalto	0,95	0,90 - 0,95
Paralelepípedo	0,60	0,58 - 0,81
Blockets	0,78	0,70 - 0,89
Concreto e asfalto poroso	0,03	0,05
Solo compactado	0,66	0,59 - 0,79

Fonte: DAEE-CETESB (1980).

$$Q = C \times i \times A \quad (2)$$

Embora as galerias pluviais naturalmente não funcionem sob pressão, apenas pela ação da gravidade, Tomaz (2010) aponta que, no Brasil, os condutos são projetados considerando seção plena. Deste modo, o diâmetro das galerias foi obtido mediante a aplicação da Eq. 3.

$$Q = V \times A \therefore Q = V \times \frac{\pi \cdot D^2}{4} \therefore D = \sqrt{\frac{4 \times Q}{\pi \times V}} \quad (3)$$

Obtido o valor de diâmetro, é possível determinar as profundidades de assentamento das galerias à montante e jusante por meio das Eq. 4 e 5, respectivamente. Durante esta etapa são considerados os valores de cota de profundidade destes elementos e o mínimo cobrimento necessário à circulação de veículos sobre o aterro compactado sem que haja danos à tubulação para trechos de rede na parte montante.

$$\text{Prof.da galeria}_m = C_m(PV) - C_{im}(\text{Galeria}) \quad (4)$$

$$\text{Prof.da galeria}_j = C_j(PV) - C_{ij}(\text{Galeria}) \quad (5)$$

3.2 Dimensionamento do sistema de microdrenagem

A sarjeta adotada para o presente projeto é do tipo triangular. O seu dimensionamento foi realizado mediante a aplicação da Eq. 6 e considerou a situação mais crítica entre os trechos locais do projeto, com a maior vazão de contribuição local.

$$Q = 0,375 \times \left(\frac{Z}{\eta}\right) \times S^{0,5} \times y^{8/3} \quad (m^3/s) \quad (6)$$

Onde Q corresponde à descarga teórica, Z equivale ao inverso da declividade transversal, cujo valor adotado neste estudo corresponde a 10.

Já o coeficiente η corresponde à rugosidade de Manning, cujo valor adotado foi de 0,012, considerando uma sarjeta em concreto bem acabado. Por sua vez, a declividade longitudinal S é tomada em função do trecho crítico considerado no estudo e y equivale à lâmina d'água.

De modo preponderante, as inclinações do terreno possuem declividades inferiores a 5% e a declividade média que o terreno apresentou foi de 2,3%. Deste modo, optou-se pela adoção de bocas de lobo do tipo simples, sem depressão.

O dimensionamento das bocas de lobo considerou a situação mais crítica, localizada entre nos trechos admitidos para o dimensionamento de sarjetas, utilizando a Eq. 7.

$$Q = 1,6 \times L \times y^{1,5} \quad (m^3/s) \quad (7)$$

Onde Q corresponde à vazão de engolimento, L ao comprimento de soleira e y a lâmina d'água próxima a abertura de guia.

4 RESULTADOS

ANÁLISE DIAGNÓSTICA

Após consulta realizada na prefeitura municipal de Cajazeiras, não foram identificados leis, planos ou projetos de drenagem para a cidade e, conseqüentemente, para o bairro Santa Cecília. Segundo informações levantadas, as soluções admitidas para os pontos de alagamento na cidade (Fig. 3) são medidas localizadas para mitigação dos impactos decorrentes dos picos de vazão pluviométrica, e costumam ser implantadas mediante a observação, pela prefeitura, de alguma deficiência do escoamento superficial após a ocorrência de eventos chuvosos.



Figura 3 - Alagamento na Rua Protázio de Souza Lima.

Fonte: Acervo do autor, 2021.

Realizada a análise *in situ* em detrimento do sistema dimensionado, tornou-se evidente a insuficiência de mecanismos de drenagem para o

bairro. Foram identificados, na área, os dispositivos conforme na Tabela 3.

Tabela 3 - Dispositivos de drenagem localizados no bairro Santa Cecília.

Localização	Boca de lobo	Extensão do trecho (m)	Número
Rua Santa Cecília	Simples	478	2
Rua Comandante Vital Rolim	Simples	240	8
Rua Protázio de Souza Lima	Simples	1010	4
Rua Antônio Fernandes da Silva	Simples, grelha	1092	4
Quantidade total			18

De modo geral, grande parte das vias com calçamento, no lado oeste do bairro, não apresenta sarjetas nem o abaulamento das vias, o que compromete o escoamento de águas de chuva adequadamente aos sistemas de drenagem.

Os dispositivos identificados na região apresentam-se precários devido à ausência de manutenção local; grande parte das caixas que compõem as bocas de lobo não possuem tampa (Fig. 4). Outros dispositivos estão posicionados em locais sem infraestrutura adequada das vias, onde se percebe, além do nível elevado da boca de lobo em relação à faixa de rolamento, a possibilidade

de carreamento de solo e detritos da via para o interior do sistema de drenagem ali presente. Tal fato ressalta a importância da integração entre os diferentes dispositivos de drenagem a uma infraestrutura urbana adequada das vias e à gestão de resíduos sólidos municipais.

Nesse contexto, quando comparados os dados de diagnóstico apresentados na Tabela 3 ao dimensionamento realizado neste estudo, elencado na Tabela 4, observa-se a grande disparidade entre o sistema real e o sistema ideal ao manejo de águas pluviais, desenvolvido para a área de estudo.



Figura 4 - Caixa de boca de lobo sem tampa.

Fonte: Acervo do autor, 2021.

Tabela 4 - Dispositivos de drenagem dimensionados para o bairro Santa Cecília.

Localização	Boca de lobo	Extensão do trecho (m)	Número
Rua Santa Cecília	Simples	478	16
Rua Comandante Vital Rolim	Simples	240	5
Rua Protázio de Souza Lima	Simples	1010	20
Rua Antônio Fernandes da Silva	Simples	1092	25
Quantidade total			66

O posicionamento de um maior número de bocas de lobo na rua Comandante Vital Rolim no sistema atual, em detrimento do dimensionado, pode ser justificado como uma medida para compensação da ausência de dispositivos de coleta a montante do trecho. Já a área leste do bairro, conforme constatou-se ao longo das visitas de campo, encontra-se em processo de urbanização, não estando ocupados os lotes em sua totalidade. Isso indica a possibilidade de implantação do projeto de drenagem no bairro sem grandes impactos financeiros decorrentes da remoção de infraestruturas preexistentes na área como se aplicaria ao lado oeste, cuja pavimentação já se encontra executada.

4.1 Verificação do dimensionamento da macro e microdrenagem

o posicionamento das bocas de lobo seguiu, para a maioria dos trechos, o duplo posicionamento, dispondo um dispositivo em cada lado da via. Foram previstas ligações entre as bocas de lobo e direcionamento do volume captado ao poço de visita mais próximo. É válido salientar que as redes foram distribuídas em sete sistemas individualizados devido à impossibilidade de conexão entre essas redes (Leste 01, Leste 02, Leste 03, Centro 01, Centro 02, Oeste 01 e Oeste 02).

Procedendo à análise dos dados, no processo de dimensionamento, o valor de lâmina d'água (h/D)

deve estar contido em um intervalo entre 0,10 e 0,85 para diminuir os efeitos de remanso e evitar sobrepensões devidas à sobrecarga de rede, enquanto a velocidade (v) deve atender um intervalo de valor superior a 0,75 m/s, para garantir o carreamento de sólidos, e inferior a 5 metros por segundo, evitando o desgaste excessivo da rede por processo abrasivo. Diante da não observância do respeito aos limites de h/D e v , para alguns trechos de rede no projeto, a metodologia de correção adotada neste estudo baseou-se no aumento sistemático do diâmetro comercial para valor superior ligeiramente mais próximo.

Nesse contexto, diante da análise dos PV's 28 e 99 observou-se o não atendimento ao máximo valor de velocidade correspondente a 5 m/s,

mesmo diante do aumento de diâmetro de rede no trecho a jusante. Como solução prática, admitiram-se escadas hidráulicas nos respectivos poços de visita. A medida tem por objetivo reduzir a energia hidráulica e manter a velocidade dentro do padrão aceitável, de modo a garantir a autolimpeza das tubulações.

Mediante o processo de correção dos trechos que apresentaram valores fora do intervalo mínimo considerado dos parâmetros destacados, os diâmetros comerciais obtidos para o sistema de drenagem do bairro atingiram valores comerciais entre 400 mm e 1.000 mm, considerados microdrenagem, indo até 1.200 mm, considerado macrodrenagem, conforme apresenta a Tabela 5.

Tabela 5 - Número de trechos e extensão total em função dos diâmetros.

Diâmetro comercial	Número de trechos	Extensão (m)	% Em relação ao comprimento de rede total
400	52	2751,67	46,09
500	29	1479,59	24,79
600	14	744,13	12,46
800	8	483,25	8,10
1000	5	266,87	4,47
1200	7	244,24	4,09
Extensão total de rede (m)		5969,75	100%

4.2 Verificação do dimensionamento dos dispositivos de microdrenagem e escada hidráulica

O dimensionamento da microdrenagem, composta essencialmente de sarjetas e bocas de lobo, considerou a situação mais adversa e o trecho mais crítico para cada um dos casos em específico, considerando características como a capacidade de descarga, posicionamento das sarjetas e quantidade de bocas de lobo na área drenada. Deste modo, o valor crítico de vazão identificado, considerado para o dimensionamento das sarjetas, corresponde ao volume captado pelo trecho PV97 - CP4, com área lo-

cal de drenagem 5.998,68 m², convergindo um volume total de 0,262 m³/s, dividida para apenas um trecho, no sentido longitudinal da via. Assim, a vazão crítica considerada corresponde a 50% do volume captado pela área A97, tendo sido obtidos os valores conforme observa-se na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados e resultados do dimensionamento de sarjetas.

Q (m ³ /s)	Z	H	S	y (m)	Larg (m)
0,131	10	0,012	0,085	0,086	0,9

As bocas de lobo consideraram o mesmo trecho do dimensionamento das sarjetas, tendo o volume sido dividido pela quantidade de bocas de lobo previstas para o local, estando estas conectadas em série. Os resultados obtidos para o dimensionamento das bocas de lobo podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7 - Dados e resultados do dimensionamento das bocas de lobo.

Q (m ³ /s)	y (m)	L (m)	Qeng (m ³ /s)	h (m)
0,044	0,086	1,20	0,048	0,15

Adotou-se a altura da abertura da boca de lobo equivalente a 15 cm e comprimento de soleira de 1,2 metros, replicando as mesmas condições para os demais dispositivos do bairro.

Por fim, foram previstas escadas hidráulicas em fins de rede com o objetivo de redução das velocidades, bem como da possibilidade de carregamento de partículas do solo que possam assorear a área da bacia de retenção, destinada ao recebimento do efluente pluvial. Os pontos de implantação bem como as dimensões obtidas podem ser verificadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Dados e resultados do dimensionamento de escadas hidráulicas.

Localização	B (m)	h' (m)	Ld (m)	b (unid.)
PV39	2,40	0,30	0,30	4
PV57	0,80	0,25	0,25	4
PV62	0,60	0,25	0,25	4

Onde B corresponde à largura da escada hidráulica, h' e Ld tratam-se da altura e largura dos degraus, respectivamente, e b corresponde à quantidade de degraus necessários para cada escada hidráulica.

4.3 Medidas de controle no manejo das águas pluviais

foram admitidas soluções estruturais intensivas de controle da drenagem por meio da proposta de implantação de bacias de infiltração das águas pluviais, tanto na região leste do bairro Santa Cecília como na área central. As demais redes, cujo volume não segue para as estruturas supracitadas, deverão se integrar aos sistemas de drenagem dos bairros vizinhos, por meio dos poços de visita e galerias pluviais, devendo o volume total captado por elas ser considerado durante o dimensionamento hidráulico para implantação ou ampliação de rede.

Para o cemitério municipal foi considerada uma área permeável de 8.950,04 m² destinada à infiltração natural das águas precipitadas; este valor corresponde a aproximadamente 35% da área total do local e foi nomeada como área verde 1 (AV1). Tal medida tem por objetivo garantir a conservação de áreas permeáveis naturais dentro do cemitério. Nesse contexto, para a área verde 2 (AV2) propõe-se a implantação de uma bacia de infiltração, a fim de armazenar o volume captado pelo sistema, contribuindo com a infiltração natural das águas captadas à montante pelas redes Centro 01 e Centro 02.

Já para a área verde 3 (AV3) propõe-se o rebaixamento do terreno e implantação de uma bacia de retenção com possível implementação de extravasor como medida de segurança em eventos hidrológicos críticos; a medida tem por finalidade armazenar e infiltrar o volume captado pela rede Leste 01. De modo análogo, as redes Leste 02 e Leste 03 convergem seu volume para bacias de infiltração, cuja implantação deverá se localizar próxima à região de descarga.

5 CONCLUSÕES

Por meio do diagnóstico realizado, observa-se que os aspectos preponderantes referentes ao manejo de águas pluviais do bairro, como a presença de dispositivos de drenagem e de galerias pluviais, mostram-se insuficientes se comparados ao dimensionamento hidráulico realizado durante este estudo.

Verifica-se que a inexistência de projetos de drenagem do setor, bem como do registro formal dos mecanismos em uso, esclarece os problemas enfrentados pela população local, como alagamento das vias durante eventos chuvosos. A falta de planejamento e gestão dos mecanismos de coleta e transporte da água durante as chuvas dificulta quaisquer ações efetivas para solução dos problemas identificados na área.

A alteração dos diâmetros em função da correção da lâmina d'água e velocidade se respalda no pleno funcionamento do sistema durante eventos de pico, foco do presente estudo. Mesmo diante do provável aumento do custo financeiro que a adoção desta técnica possa representar, é possível observar que tal metodologia não resultou em incrementos acentuados no comprimento de rede para diâmetros superiores a 1.000 mm, onde o sistema de galerias deixa de ter a função de microdrenagem e passa a ser tratado como macrodrenagem.

Observa-se que 95,91% da rede é composta por diâmetros inferiores a 1.200 mm, sendo 48,06% da microdrenagem composta pelo menor diâmetro admissível às galerias em sistemas de drenagem pluvial. Apenas 4,09% da rede representa trechos de macrodrenagem, com diâmetro igual a 1.200 mm. Deste modo, é possível inferir um comportamento natural de aumento de rede em função do aumento do volume captado por cada dispositivo e trecho a montante da descarga final.

É necessário ressaltar a importância que existe entre a compatibilização do sistema a uma infra-

estrutura urbana adequada, de modo a preservar as características de funcionamento da rede compatíveis com o projeto executivo planejado. Deste modo, a implantação de bocas de lobo e sarjetas deverá estar associada às vias com adequado calçamento.

Recomenda-se, além da adoção dos mecanismos de controle citados anteriormente, o incentivo à adoção de medidas de controle locais, como poços de infiltração, telhados verdes, microrreservatórios, bem como a preservação de áreas permeáveis nos lotes residenciais em toda a área do bairro. A adoção de tais técnicas tem por objetivo a redução do pico de vazão, sobrecarga do sistema público de drenagem e aumento da capacidade de transporte da rede de drenagem mediante a redução, em um determinado período, do volume a ser escoado.

6 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos, processo nº 88887.807916/2023-00.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Furtado, L. A.; Duarte, A. V.; **Metodologia:** Furtado, L. A.; **Investigação, Redação, Primeira versão:** Furtado, L. A.; Duarte, A. V.; Nóbrega, K. T. F. A.; **Revisão & Edição:** Furtado, L. A.; Duarte, A. V.; Tavares, D. P. S. A.; **Aquisição de Financiamento, Recursos, Supervisão:** Furtado, L. A.; Silva, C. J. V.; Tavares, D. P. S. A.

8 REFERÊNCIAS

- BOTELHO, M. H. C. **Águas de chuva: engenharia das águas pluviais nas cidades.** 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda., 1998.
- BRASIL, F. P. D.; CARNEIRO, R.; TEIXEIRA, L. M. G. **Democracia e inclusão: novos marcos para o planejamento e as políticas ur-**

banas no âmbito local a partir da Constituição Federal de 1988.

Cadernos da Escola do Legislativo, Belo Horizonte: Assembleia Legislativa do Estado de Minas Gerais, v.12, n.18, p.127-163, jan./jun. 2010. Disponível em: <https://dspace.almg.gov.br/bitstream/11037/799/3/799.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2021.

BRASIL. **Lei nº. 11.445, de 5 de jan. de 2007.** Diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF, jan. 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 26 jun. 2021.

BRITO, F.; HORTA, C.; AMARAL, E. F. L. A urbanização recente no Brasil e as aglomerações metropolitanas. **Open Science Framework Preprints**, [s.l.], v.6, n.6, p.1-13, 1 abr. 2018. Center for Open Science. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.31219/osf.io/84b92>. Acesso em: 29 jun. 2021.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes.** 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Drenagem Urbana: Manual de projeto.** FUGITA, O. (Org.). São Paulo: CETESB, 1980. Disponível em: <https://pdfcoffee.com/drenagem-urbana-manual-de-projeto-daeecetesb-1980pdf-pdf-free.html>. Acesso em: 10 fev. 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama de Cajazeiras - PB.** 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/cajazeiras/panorama>. Acesso: 22 set. 2021.

MENEZES FILHO, Frederico Carlos Martins de. **Sistematização para projeto de galeria de águas pluviais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007. Orientador: Alfredo Ribeiro da Costa. 2007. 166p.

TOMAZ, P. **Curso de manejo de águas pluviais.** Guarulhos – SP, 2010. Disponível em: <https://www.pliniotomaz.com/>. Acesso em: 10 fev. 2023.

SILVA, B. L. A.; OLIVEIRA, I. C. A.; BUENO, L. L. N.; SILVA, T. P.; RODRIGUES, J. C. S.; AMARANTE, M. S. Conjunto de drenagem urbana nas cidades e sua importância na redução de inundações e enchentes. **Revista Pesquisa e Ação**, [s.l.], v.5, n.2, p.205-227, jul. 2019. Disponível em: <https://revistas.brazcubas.br/index.php/pesquisa/article/view/693/730>. Acesso em: 29 jun. 2021.

SOUZA, F. S.; 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**, v. 17, n.2, p.9-18, maio 2012. Disponível em: https://abrbr.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/62/1361c5cc-630781dc57b7a74787e9d9ce_bc8f77c71c3ef1a7b500e0fc3cd3a2679f.pdf. Acesso em: 13 nov. 2021.

VILLANUEVA, A. O. N.; TASSI, R.; ALLASIA, D. G.; BEMFICA, D.; TUCCI, C. E. M. Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v.8, n.1, p.5-18, jan. 2011. Disponível em: <http://rhama.com.br/blog/wp-content/uploads/2017/04/gestadodrenagemrega.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2021.

Otimização do traçado de redes de esgoto via método PSO

Optimization of the layout of sewage networks via pso method

• **Data de entrada:**
27/01/2023

• **Data de aprovação:**
24/02/2023


David Ermerson Farias Eugênio^{1*} | Guilherme Marques Farias¹ |
Marco Aurelio Holanda de Castro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.007>

ORCID ID

Eugênio DEF  <https://orcid.org/0000-0001-9474-8228>

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

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

Resumo

O estudo em questão apresenta a implementação do algoritmo PSO (Particle Swarm Optimization) com a finalidade de otimizar o trabalho de redes coletoras de esgoto de modo a reduzir o custo de implantação da mesma, tendo como variáveis de decisão a topografia do terreno e a classificação dos trechos em ponta seca ou não. O modelo de otimização foi aplicado em uma malha hipotética contendo 12 trechos e 9 singularidades. O processo de otimização do PSO resultou em um custo ótimo de R\$ 30.076,92, resultando em um erro relativo de 4,42% em relação ao custo ótimo global para o problema, que é de R\$ 28.801,52, o que indica um desempenho satisfatório. Todavia, ao se comparar o referido resultado com a solução trazida pelo AG (Algoritmo Genético) implementado para a mesma malha por Rodrigues et al. (2020), percebe-se um desempenho inferior do PSO, uma vez que o AG conseguiu alcançar uma solução ótima de R\$ 28.894,35, sendo esta mais próxima do custo ótimo global.

Palavras-chave: Particle Swarm Optimization. Otimização. Redes Coletoras de Esgoto.

Abstract

The study in question presents the implementation of the PSO (Particle Swarm Optimization) algorithm with the purpose of optimizing the work of sewage collection networks in order to reduce the cost of its implementation, having as decision variables the topography of the land and the classification of the stretches in dry point or not. The optimization model was applied to a hypothetical mesh containing 12 sections and 9 singularities. The PSO optimization process resulted in an optimal cost of BRL 30,076.92, resulting in a relative error of 4.42% in relation to the global optimal cost for the problem, which is BRL 28,801.52, which indicates a satisfactory performance. However, when comparing the aforementioned result with the solution brought by the GA (Genetic Algorithm) implemented for the same mesh by Rodrigues et al. (2020), an inferior performance of the PSO is noticed, since the AG managed to reach an optimal solution of BRL 28,894.35, which is closer to the global optimal cost.

Keywords: Particle Swarm Optimization. Optimization. Sewage collection networks.

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

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

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o investimento em saneamento básico tem sido tomado como um dos pilares necessários para a melhoria da qualidade de vida da população, uma vez que estabelece uma cultura de saúde pública preventiva. Um dos avanços significativos para a implementação dos sistemas de saneamento básico foi a criação da Lei do Saneamento (Lei nº 11.445/2007), a qual estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico.

Apesar de reconhecidos os benefícios trazidos pela infraestrutura de saneamento básico, no Brasil o cenário em busca da universalização, sobretudo em relação dos sistemas de esgotamento sanitário, ainda requer muita atenção. De acordo com a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua (PNAD), dados de 2019 atestam que aproximadamente 10,5 milhões de domicílios brasileiros (14,5%) não contavam com acesso à rede de distribuição de água tratada como principal fonte de abastecimento. Além disso, também foi observado que o acesso ao esgotamento sanitário é insuficiente, sendo que quase um terço dos domicílios não está ligado à rede geral de esgotamento sanitário.

De acordo com Rodrigues et al. (2020), o custo com implantação dos sistemas de esgotamento sanitário ainda é um fator que impõe barreiras para a universalização dos mesmos. Nesse sentido, a definição do traçado tem impacto direto no custo, uma vez que a depender da configuração de declividades e profundidades obtidas no dimensionamento podem ser acrescidos valores significativos referentes a escavações, tubulações e estações elevatórias de esgoto (PANDOLFO, 2021). Rodrigues et al. (2019) argumentam que, sempre que possível, o arranjo da malha deve buscar minimizar o volume de escavação, portanto, deve procurar acompanhar a inclinação natural do terreno.

Como forma de mudar o panorama atual em relação aos sistemas de esgotamento sanitário, a modelagem computacional tem sido de grande importância no sentido de proporcionar meios para que se otimizem os processos envolvidos na implantação das redes. O estudo de Rodrigues et al. (2019) propõe a utilização de um algoritmo de busca em profundidade para a otimização do traçado de redes coletoras de esgoto com o objetivo de encontrar o arranjo que proporcione uma minimização de trechos desfavoráveis ao caimento natural do terreno. Na mesma linha de raciocínio, Rodrigues et al. (2020) propuseram a otimização do traçado de redes coletoras de esgoto com Algoritmos Genéticos, tendo como variáveis de decisão a topografia e a classificação de um trecho em ponta seca ou não.

1.1 Objetivo

Dada a importância da universalização dos sistemas de saneamento no Brasil, assim como a necessidade de busca por mecanismos de otimização de redes coletoras de esgoto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar a aplicação do método PSO (Particle Swarm Optimization) no processo de otimização do traçado de redes coletoras de esgoto, tendo como variáveis de decisão a topografia e a classificação dos trechos em ponta seca ou não. O estudo foi aplicado em uma malha hipotética de uma rede coletora de esgoto, sendo os resultados comparados aos obtidos por Rodrigues et al. (2020), os quais também avaliaram a referida rede hipotética.

2 METODOLOGIA

2.1 A técnica de Particle Swarm Optimization (PSO)

Conforme citam Manzi et al. (2018), assim como o AG, o algoritmo PSO baseia-se em fenômenos da natureza, particularmente no comportamento social de alguns animais, como pássaros e pei-

xes, cuja particularidade empresta ao problema de otimização a propriedade de percorrer o espaço de busca influenciado pelas características das posições anteriores individuais ou em grupo, polarizando as melhores regiões do ambiente até definição de sua melhor área.

Conforme apresentado na Fig. 1, em uma analogia ao comportamento animal, a posição ocupada por cada partícula representa uma possível solução para o problema a ser otimizado, sendo o agrupamento das mesmas denominado de enxame. Inicialmente, a posição e a velocidade de cada partícula são determinadas de forma aleatória. A cada nova rodada (iteração) é atribuída uma nova posição para cada partícula, e esse valor da posição é calculado a partir da sua própria experiência anterior e na experiência de todas as outras partículas, ou seja, a cada nova iteração a partícula tem uma propensão a se deslocar na direção do melhor valor já obtido por ela, e também tende a se deslocar na direção da melhor posição dentre todas as posições já encontradas por todos os indivíduos do enxame. Destaca-se que a qualidade do deslocamento de cada partícula é avaliada por meio de uma função objetivo, sendo esta de maximização ou minimização. A premis-

sa básica do algoritmo PSO é direcionar a nuvem de partículas para o espaço que contém as melhores soluções para o problema a ser otimizado.

Seja a i -ésima partícula denotada por $x_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{id}, \dots, x_{iD})$, onde x_{id} é a d -ésima coordenada da partícula x_i no espaço de D dimensões, e a melhor posição já encontrada pela partícula X_i é denotada por $P_i = (P_{i1}, P_{i2}, \dots, P_{iD})$, e melhor posição já encontrada entre todas as partículas do enxame é denotado por $P_g = (P_{g1}, P_{g2}, \dots, P_{gD})$, o processo iterativo se dá um função da formulação apresentada nas Eq. 1 e 2, onde k é o número de iterações, c_1 e c_2 são constantes, $\text{rand}()$ é uma função que retorna valores aleatórios distribuídos uniformemente entre $[0,1]$, V_{id} é a velocidade da partícula, que corresponde ao incremento adicionado na posição das partículas a cada iteração k . W é um coeficiente que é denotado comumente pela literatura de peso da inércia, que é responsável por controlar o tamanho do passo da velocidade V_{id} com respeito a anterior, isto é, se W assumir valores suficientemente grandes, este modelo irá facilitar a busca de mínimos globais, enquanto se W assumir valores pequenos irá facilitar a busca de mínimos locais (SILVA e MENEZES, 2018).

Cálculo da velocidade da partícula no método PSO.

$$V_{id}^{k+1} = W \cdot V_{id}^k + c_1 \cdot \text{rand}().(P_{id}^k - x_{id}^k) + c_2 \cdot \text{rand}().(P_{gd} - x_{id}^k) \quad (1)$$

Cálculo da posição da partícula no método PSO.

$$x_{id}^{k+1} = x_{id}^k + V_{id}^{k+1} \quad (2)$$

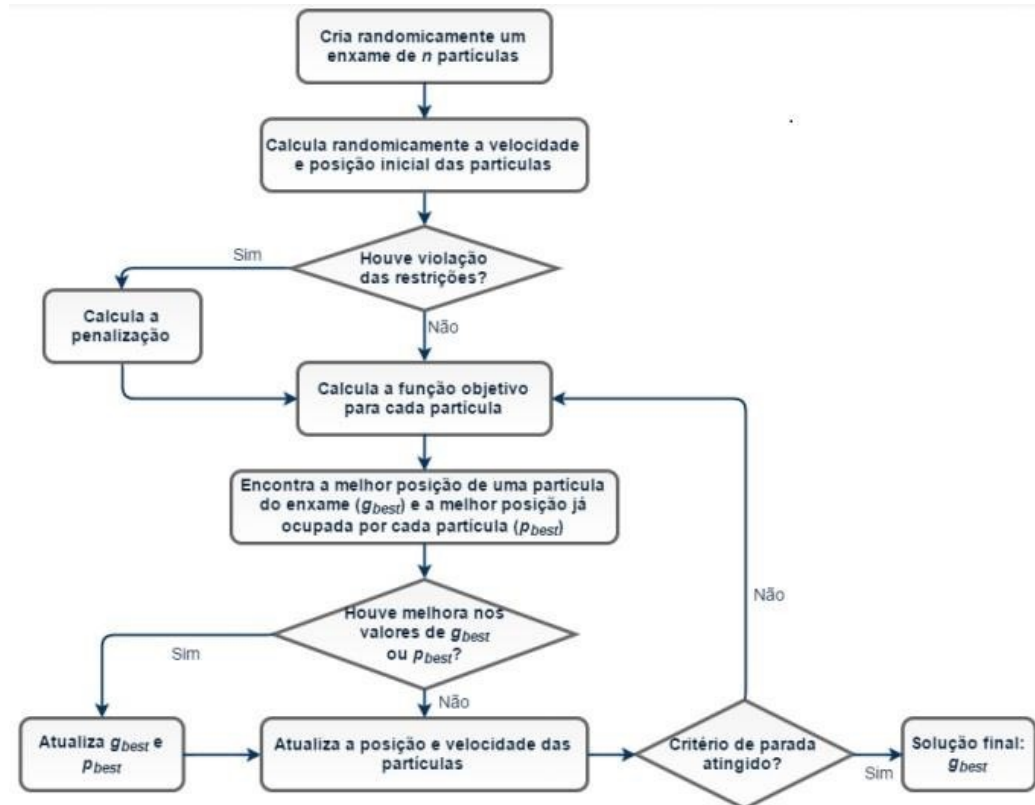


Figura 1 - Descrição das etapas de execução de um PSO convencional.

Fonte: Marchiori et al. (2017)

2.2 Otimização do traçado de redes coletoras de esgoto

A proposta de otimização desenvolvida com o método PSO neste estudo é baseada na metodologia implementada por Rodrigues et al. (2020). Nesse caso, a rotina computacional recebe uma malha composta pelas características das singularidades e trechos da rede coletora e aplica o método de Particle Swarm Optimization (PSO) com o objetivo de obter, ao final do processo iterativo, um custo ótimo. O arquivo de entrada para o modelo em questão deve conter características da rede, tais como: identificadores de trechos e singularidades, comprimento de trechos e cotas topográficas das singularidades. Além disso, deve-se identificar a singularidade final da rede, onde se concentrará todo o efluente proveniente da rede, o qual, posteriormente, será direcionado para uma estação de tratamento de esgoto.

Para o problema em questão, cada posição da partícula é associada a uma possível solução para o problema, ou seja, a representação de um traçado para a rede. Para cada trecho associa-se um par de valores binários, sendo o primeiro responsável por definir o sentido do escoamento e o segundo define se o trecho se trata de um ponta seca ou não, sendo estas as variáveis de decisão para o problema a ser otimizado. A Fig. 2 apresenta a ilustração do formato de uma posição de uma partícula dentro do método PSO. O binário que define o sentido do escoamento assume o valor 0 caso o trecho esteja obedecendo ao declive natural do terreno; na situação contrária, o binário receberá o valor de 1. Em relação ao binário que define os trechos pontas seca, o mesmo assumirá o valor de 0 para trechos caracterizados como ponta seca e 1 para trechos que não se tratam se uma ponta seca.



Figura 2 - Representação binária da posição de uma partícula dentro do método PSO.
Fonte: Rodrigues et al. (2020)

Dentro do algoritmo PSO, a posição inicial das partículas que compõem o enxame é gerada de forma aleatória. Todavia, como forma de tender o processo para que se obtenha um número considerável de trechos a favor do caimento natural do terreno, resolveu-se aplicar a mesma estratégia adotada por Rodrigues et al. (2020), aumentando a probabilidade de obtenção do valor 0 para 80% no bit que define o sentido do escoamento. Em relação ao bit que define a classificação do trecho em ponta seca, não houve alteração, mantendo-se a probabilidade em 50%.

A função objetivo para o problema em questão é a estimativa de custo de implantação (CI) da rede coletora de esgoto, sendo este calculado de acordo com a formulação expressa na Eq. 3, onde NT equivale ao número de trechos da rede coletora de esgoto; L é o comprimento do trecho; e V representa a estimativa do volume de material a ser escavado no processo de abertura da vala. A determinação custo com tubulação (C_{Tub}) e do custo com escavação (C_{Esc}) se deu de acordo com informações obtidas em SEINFRA (2017), onde se apresentam estimativas de custo unitário para diversos serviços em obras civis, inclusive na área saneamento.

Cálculo do custo de implantação.

$$C_I = \sum_{i=1}^{NT} [(C_{Tub(i)} \cdot L_{(i)}) + (C_{Esc(i)} \cdot V_{(i)})] \quad (3)$$

Para que seja possível o cálculo da função objetivo do problema, faz-se necessário que ocorra o dimensionamento hidráulico da rede. Nesse caso, durante o processo iterativo no algoritmo PSO, a posição de cada partícula resulta em um arranjo de trechos e singularidades que são utilizadas para efetuar tal dimensionamento, obtendo-se o conjunto de parâmetros necessários para se estimar o custo de implantação. Após o dimensionamento, o volume de escavação de cada trecho é obtido pelo produto entre a largura da vala e a área lateral (A_L), sendo esta, por sua vez, obtida de acordo com a Eq. 4, onde se considera a situação de um perfil longitudinal equivalente a um trapézio formado pelos lados h_m (profundidade do coletor de montante), h_j (profundidade do coletor de jusante), I_t (declividade do terrenos) e I_o (declividade de projeto), conforme apresenta-se na Fig. 3. Na referida equação, os parâmetros CT_m , CT_j , CC_m e CC_j dizem respeito a cota do terreno a montante, cota do terreno a jusante, cota do coletor de montante e cota do coletor de jusante, respectivamente. Para o cálculo da largura da vala baseou-se nas informações pre-

sentes em ABNT (1992), onde a mesma é calculada em função do diâmetro nominal do coletor, cota de corte e tipo de escoramento utilizado, neste caso, adotou-se um escoramento com pontaletes.

Cálculo da área lateral de um trecho da rede.

$$A_L = \frac{[(CT_j - CC_j) + (CT_m - CC_m)]}{2} L \quad (4)$$

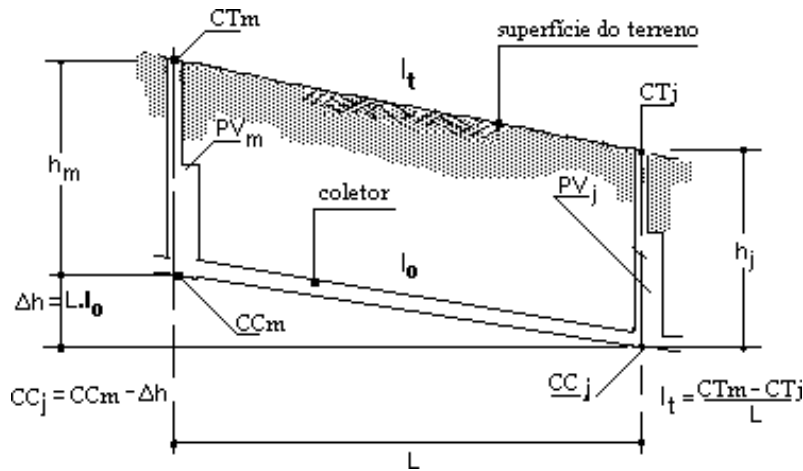


Figura 3 - Descrição do perfil longitudinal de um trecho coletor de esgoto.
Fonte: EMBASA (2008)

2.3 Restrições às posições das partículas geradas pelo PSO

Dentro do processo iterativo do método PSO, as posições que cada partícula assume, as quais carregam informações sobre possíveis soluções para o problema, estão sujeitas a restrições que estão inseridas dentro de um teste de viabilidade do traçado gerado. A premissa básica para a viabilidade da solução trazida pela posição de uma partícula é que o esgoto presente em todos os trechos da rede deve ser direcionado para a singularidade final, o qual é previamente definida do arquivo de entrada. Para isso, a primeira verificação analisa se existe algum trecho efluente à singularidade final que não seja ponta seca. Caso a situação em questão seja constatada, o traçado é considerado inviável, pois a singularidade final deve conter apenas trechos afluentes. Caso passe pela primeira verificação, o traçado estará sujeito à segunda, que diz respeito à verificação

da quantidade de trechos afluentes à singularidade final, pois esta deve, obrigatoriamente, ser maior do que zero, uma vez que o esgoto deve ser direcionado por pelo menos um trecho conectado à singularidade final.

Passada a verificação da validade do traçado em relação à singularidade final, dá-se início à verificação dos demais componentes do traçado. Neste sentido, inicia-se pela verificação da quantidade de trechos efluentes a cada singularidade, a qual deve ser obrigatoriamente maior do que zero. Ainda em relação a essa análise, verifica-se a classificação dos trechos efluentes à singularidade, pois dentre os mesmos deve haver apenas um que não seja ponta seca, uma vez que cada singularidade deve apresentar apenas uma saída. De forma ilustrativa, a Fig. 4a apresenta a situação em que o traçado seria considerado viável, assim como a Fig. 4b apresenta a situação de inviabilidade do mesmo.

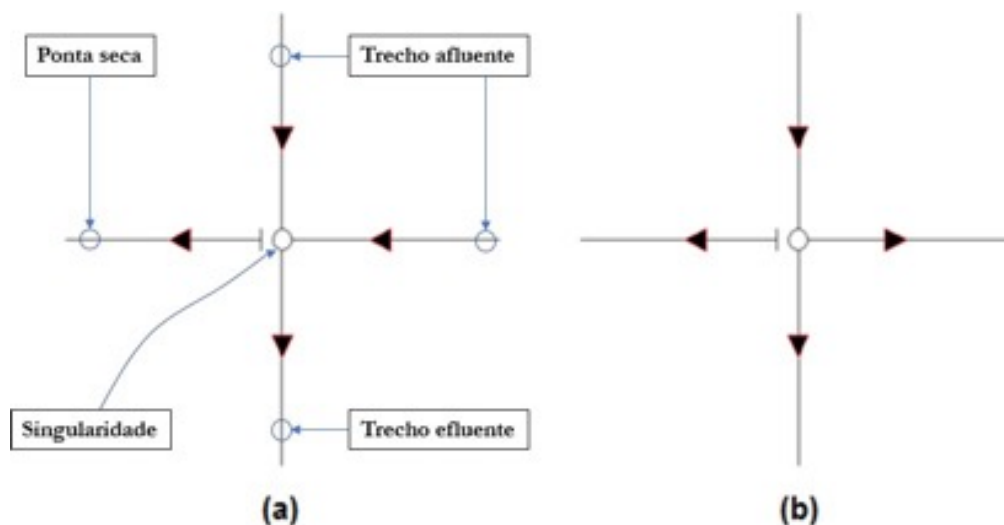


Figura 4 - Descrição das entradas e saídas de uma singularidade

Em relação às singularidades do traçado, uma outra restrição é verificada com o intuito de avaliar se todas as singularidades que possuem trechos afluentes também possuem um trecho efluente que não seja ponta seca, de modo que o fluxo de esgoto possa ser conduzido para os demais trechos. Por outro lado, a verificação inversa também é executada, onde se avalia se cada singularidade com trecho efluente que não seja ponta seca possui ao menos um trecho afluente. Passadas todas as verificações mencionadas, o traçado é considerado viável, sendo posteriormente feito o dimensionamento hidráulico da rede e o consequente cálculo da função objetivo para o problema. Todavia, caso o traçado seja considerado inviável, é uma penalização a posição da partícula, fixando-se um valor de R\$ 100.000,00 para o custo de implantação e acrescentando-se a este um valor de R\$ 1.000,00 para cada trecho que está no sentido contrário ao caimento natural do terreno. Desse modo, rotula-se a posição da partícula como inadequada para o processo, atribuindo a ela uma qualidade inferior às soluções viáveis para o problema, o que faz com que as mesmas sejam desfavorecidas durante o processo de busca da posição ótima para o enxame de partículas. Vale ressaltar que os valores monetários foram estabelecidos de acordo com a metodologia proposta

por Rodrigues et al. (2020) para a malha abordada neste trabalho.

2.4 Estudo de caso e comparação dos resultados

Para a mensuração da qualidade do processo de otimização proposto neste estudo com o método PSO se fez uso da mesma malha hipotética (Fig. 5) utilizada por Rodrigues et al. (2020), sendo a mesma composta por 12 trechos e 9 singularidades. Para a situação em questão, considerou-se a singularidade 2 como sendo a final. A Tabela 1 traz as características de trechos e singularidades, as quais foram inseridas no arquivo de entrada para o modelo computacional proposto. O dimensionamento hidráulico da rede obedeceu aos critérios estipulados por ABNT (1986). Como parâmetros de dimensionamento foram considerados: população de início de plano: 2.000 habitantes; população de fim de plano: 3.500 habitantes; consumo de água efetivo per capita: 160 L/hab x dia; coeficiente de retorno: 0,8; coeficiente de máxima vazão diária: 1,2; coeficiente de máxima vazão horária: 1,5; taxa de contribuição de infiltração: 0,1 L/s x km; recobrimento mínimo: 0,9 m; diâmetro mínimo: 150 mm.

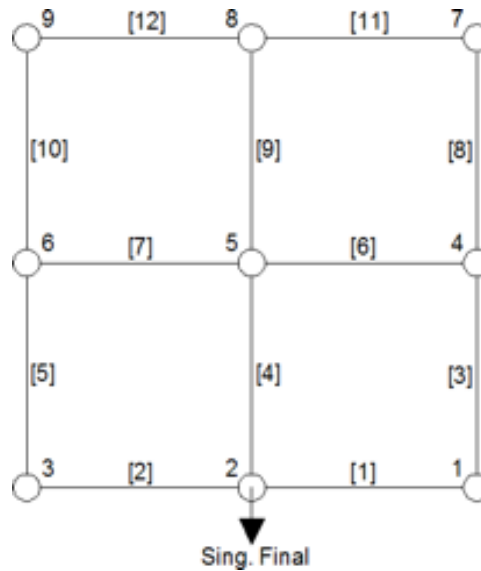


Figura 5 - Malha hipotética utilizada no estudo proposto

Fonte: Rodrigues et al. (2020)

Tabela 1 - Descrição das características de trechos e singularidades da malha hipotética.

Trecho	Singularidade 1	Singularidade 2	Cota de terreno 1 (m)	Cota de terreno 2 (m)	Comprimento (m)
1	2	1	9.45	9.60	60
2	3	2	9.20	9.45	60
3	4	1	9.40	9.60	60
4	5	2	9.80	9.45	60
5	6	3	10.0	9.20	60
6	5	4	9.80	9.40	60
7	6	5	10.0	9.80	60
8	7	4	10.20	9.40	60
9	8	5	10.40	9.80	60
10	9	6	10.60	10.0	60
11	8	7	10.40	10.20	60
12	8	9	10.40	10.60	60

Fonte: Rodrigues et al. (2020)

Em relação aos parâmetros utilizados no método PSO, definiu-se para o problema um número de 5.000 iterações. Para o peso da inércia, definiu-se o valor de 0.87 e os parâmetros c_1 e c_2 assumiram os valores de 2 e 3, respectivamente.

A validação do estudo se deu por meio da comparação dos resultados obtidos com os encontrados por Rodrigues et al. (2020) para a mesma malha utilizando Algoritmos Genéticos. Todavia, também se baseou no custo ótimo global, que fora obtido pelos mesmos autores citados por meio de um processo de busca por força bruta,

o qual consiste em analisar todas as soluções formadas pelos valores convertidos para binário entre 0 e $(2^n - 1)$, em que n equivale ao número de trechos multiplicado por 2, e submetê-los à verificação de viabilidade com o posterior cálculo do custo de cada solução. Em termos numéricos, a comparação se deu pelo cálculo do erro relativo (Er), o qual é expresso na Eq. 5, onde CPSO refere-se ao custo obtido com a solução ótima do PSO e Cr é o custo referência, o qual assume os valores de custo da solução ótima obtida por Rodrigues et al. (2020) e o custo ótimo global para a malha em questão.

Cálculo do erro relativo.

$$E_r = \left(\frac{C_{PSO} - C_r}{C_r} \right) \cdot 100 \quad (5)$$

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O tempo computacional demandado para a realização do processo de otimização com o PSO foi de 2 minutos e 40 segundos, sendo os melhores resultados a cada iteração expressos na Fig. 6. Na figura em questão também é apresentado o resultado obtido por Rodrigues et al. (2020) para a mesma rede utilizando Algoritmos genéticos. Ao avaliar o comportamento da evolução das melhores soluções trazidas pelo PSO a cada iteração percebe-se que o método convergiu para uma solução viável a partir da iteração 521. Se comparada esta característica com o estudo de Rodrigues et al. (2020), percebe-se uma certa convergência tardia do PSO, uma vez que ao analisar-se o gráfico percebe-se que o AG convergiu para uma solução viável antes da décima iteração. Todavia, os dois métodos apresentados no

gráfico tenderam a um comportamento similar, onde constatou-se uma convergência prematura e uma certa estagnação em um ótimo local, fato que pode ter sido influenciado pela escolha dos valores dos parâmetros para o método PSO, o que sugere-se que poderia ser evitado aumentando, por exemplo, o peso de inércia de modo a aumentar a amplitude do espaço de deslocamento das partículas em busca da solução ótima.

A otimização feita com o PSO resultou em um custo ótimo de R\$ 30.076,92 ao final do processo de execução. O custo em questão foi obtido na iteração 1220. Ao se comparar o resultado de custo otimizado com o obtido por Rodrigues et al. (2020), percebe-se que o desempenho do AG foi superior ao PSO, uma vez que o processo resultou em um custo ótimo de R\$ 28.894,35, que é relativamente próximo ao custo ótimo global da rede, sendo este o valor de R\$ 28.801,52. Em termos percentuais, o erro relativo obtido entre a solução do PSO e a solução do AG trazida por Rodrigues et al. (2020) foi de 4,09%, enquanto o erro entre o custo obtido com o PSO e o custo ótimo global para a rede foi de 4,42%.

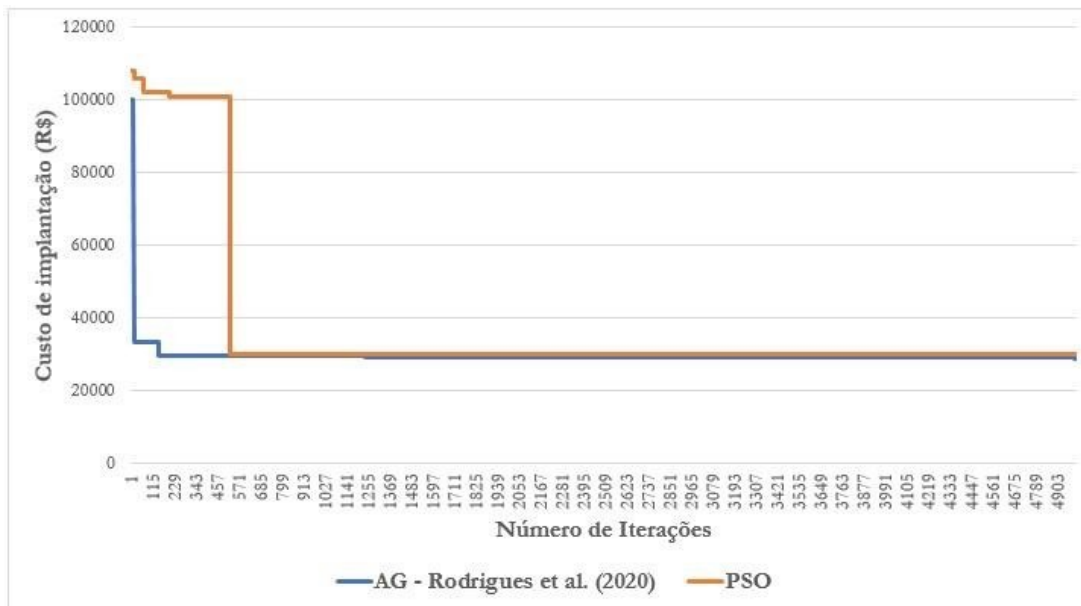


Figura 6 - Evolução da melhor solução a cada iteração do método PSO.

Tabela 2 - Descrição dos resultados obtidos na otimização com o PSO.

	Solução binária	Custo (R\$)
Custo Máximo	[010011101101011010011111]	R\$ 37.717,67
Custo Mínimo [PSO]	[101101100111110101000000]	R\$ 30.076,92
Custo Mínimo AG – [Rodrigues et al. (2020)]	[011111010100100100000100]	R\$ 28.894,35
Custo ótimo global	[011111000001010101000000]	R\$ 28.801,52

Ao avaliarem-se as soluções binárias apresentadas na Tabela 2, percebe-se que o arranjo de binários obtido com o método PSO resultou em cinco trechos com topografia desfavorável ao caimento natural do terreno, sendo constatado este fenômeno nos trechos 1, 2, 4, 5 e 7. Comparando-se as características em questão com a solução trazida pelo AG implementado por Rodrigues et al. (2020), reforça-se a tese de melhor desempenho do AG, uma vez que no referido estudo foram obtidos apenas três trechos desfavoráveis à topografia natural do terreno, sendo estes os trechos 2, 3 e 7. A solução ótima global para a rede hipotética apresentada neste estudo apresenta apenas dois trechos com topografia desfavorável, sendo estes os trechos 2 e 3. Tendo os diâmetros de todos os trechos da solução do PSO permanecidos com o seu valor mínimo (150 mm), justifica-se a magnitude de diferença trazida pela solução do PSO em função da quantidade de trechos contra a topografia natural do terreno, o que possivelmente acarretou em profundidades relativamente elevadas, aumento do custo com escavação e, conseqüentemente, o custo final de implantação.

4 CONCLUSÃO

A otimização do traçado de redes coletoras de esgoto surge como uma ferramenta indispensável no processo de universalização dos sistemas de saneamento no Brasil, uma vez que por meio da obtenção da melhor configuração de profundidades e declividades se pode reduzir substancialmente os custos envolvidos. Nesse sentido, a

adoção de técnicas heurísticas, como Algoritmos genéticos e PSO, tem fundamental importância, contribuindo para a obtenção de configurações de traçado que possibilitem a redução de custos.

No trabalho em questão pode-se afirmar que a implementação do método PSO para a otimização do traçado de redes coletoras apresentou um resultado satisfatório, uma vez que o custo ótimo obtido (R\$ 30.076,92) apresentou um erro relativo de 4,42% em relação ao custo ótimo global (R\$ 28.801,52), o que pode ser considerada uma aproximação relativamente boa. Todavia, ao se comparar o resultado trazido pelo PSO com o estudo de Rodrigues et al. (2020), percebe-se o melhor desempenho do AG, o qual se aproximou mais da solução ótima global.

Ao se avaliarem os resultados da solução binária trazidos pelo PSO, percebe-se que há cinco trechos contrários ao caimento natural do terreno, enquanto a solução trazida pelo AG de Rodrigues et al. (2020) possui apenas três e a solução ótima global apresenta apenas dois trechos. Tendo os diâmetros permanecido constantes e com seu valor mínimo (150 mm) em todos os trechos da solução do PSO, pode-se afirmar que o maior responsável por determinar o afastamento da solução do PSO em relação à solução ótima global foi um possível incremento no custo de escavação em função de uma maior quantidade de trechos contra o caimento natural do terreno.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

MARCHIORI, I.N.; LIMA, G.M.; BRENTAN, B.M.; JUNIOR, E.L.; IZQUIERDO, J. Avaliação de funções de penalização para o Dimensionamento otimizado de redes de distribuição de água.

Congreso de Métodos Numéricos en Ingeniería, Valência, 2017.

PANDOLFO, I. **Avaliação do custo de implantação de rede coletora de esgoto utilizando critério de diâmetros não progressivos em regiões com elevada vazão concentrada.**

Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

RODRIGUES, G. P. W.; COSTA, L. H. M.; FARIAS, G. M.; CASTRO, M. A. H. A Depth-First Search Algorithm for Optimizing the Gravity Pipe Networks Layout. **Water Resources Management**, [S. l.], Vol. 33, n. 13, p. 4583–4598, 2019. ISSN: 15731650. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02373-x>.

RODRIGUES, G.P.W.; FARIAS, G.M.; COSTA, L.H.M.; DE CASTRO, M.A.H. Otimização do traçado de redes coletoras de esgoto sanitário via algoritmo genético. **Revista DAE**, Vol. 68, p. 164–177, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.024>

SILVA, V.V.F.; MENEZES, M.S. **Método híbrido do q-gradiente com PSO para otimização global.** Trabalho de conclusão de curso – Bacharelado em Ciência e Tecnologia – Universidade Federal do Semiárido, Mossoró-RN, 2018.

VAN LAARHOVEN, K.; VERTOMMEN, I.; VAN THIENEN, P. Technical note: Problem-specific variators in a genetic algorithm for the optimization of drinking water networks. **Drink. Water Eng. Sci.**, Vol. 11, p. 101–105, 2018. <https://doi.org/10.5194/dwes-11-101-2018>

WANG, Q.; LIU, R.; MEN, C.; GUO, L. Application of genetic algorithm to land use optimization for non-point source pollution control based on CLUE-S and SWAT. **Journal of Hydrology**, Vol. 560, p. 86–96, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.022>

Utilização de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para seleção de áreas para pontos de descarte de Resíduos de Construção e Demolição (RCD): estudo de caso no município do Cabo de Santo Agostinho/PE


Development of a Geographic Information System (GIS) for selection of areas for disposal points for Construction Waste (RCD): case study in the municipality of Cabo de Santo Agostinho/PE



- **Data de entrada:**
22/08/2021
- **Data de aprovação:**
27/02/2023

Alberto Alvarenga da Silva^{1*} | Stela Fucale Sukar¹ | Kalinny Patrícia Vaz Lafayette¹ | Diogo Henrique Fernandes da Paz¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.008>

ORCID ID

Silva AA  <https://orcid.org/0000-0003-4155-6497>
Sukar SF  <https://orcid.org/0000-0002-7536-498X>

Lafayette KP  <https://orcid.org/0000-0002-7954-2317>
Da Paz DHF  <https://orcid.org/0000-0003-0507-0545>

Resumo

A destinação final inadequada dos Resíduos de Construção e Demolição (RCD) acarreta graves problemas para a população, tais como contaminação de cursos d'água e proliferação de doenças. Dessa forma, este artigo objetiva a aplicação de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para identificar a correlação entre os pontos de descarte irregular de RCD, a população e a renda média familiar, indicando possíveis áreas para instalação de Ecoestações no município do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brasil. A metodologia fundamentou-se na análise de 85 pontos de descarte irregular de RCD, levantados em 2016. Em seguida, procedeu-se à inserção desses dados em ambiente de SIG, por meio do software livre QGIS 2.18.0, para realização de análises espaciais de correlação. Os resultados mostram que 57,65% dos descartes irregulares encontram-se em áreas de baixa renda. Observa-se que 49,41% dos pontos encontram-se em áreas pouco adensadas, demonstrando que essas áreas são mais propensas a receber descartes irregulares. Por fim, a pesquisa apontou a necessidade de instalação de 10 (dez) Ecoestações no município.

Palavras-chave: Sistema de Informação Geográfica. Ecoestações. Resíduo de Construção e Demolição.

Abstract

The inadequate destination of Construction and Demolition Waste (CDW) causes serious problems for the population, such as: contamination of water courses and proliferation of diseases. Thus, this article aims to apply a Geographic Information System (GIS) to identify the correlation between the irregular deposition points of CDW, the population and the average family income, indicating possible areas for the installation of Eco-stations in the mu-

¹ Universidade de Pernambuco - UPE - Recife - Pernambuco - Brasil.

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

municipality of Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brazil. The methodology was based on the analysis of 85 points of irregular deposition of CDW, surveyed in 2016. Then, we proceeded to insert these data into a GIS environment, using the free software QGIS 2.18.0, to perform spatial analysis of correlation. The results show that 57.65% of irregular disposals are found in low-income areas. It is observed that 49.41% of the points are located in low-density areas, showing that these areas are more prone to receiving irregular discards. Finally, the results indicated the need to install 10 (ten) Ecostations in the municipality.

Keywords: Geographic Information System. Ecostations. Construction and Demolition Waste.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a revista Panorama da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - Abrelpe (2021), as disposições irregulares de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) cresceram 16% entre os anos de 2010 e 2019. Dentre esses resíduos, destacam-se os Resíduos de Construção e Demolição (RCD), uma vez que chegam a representar entre 40% e 70% da massa total de RSU (MESQUITA, 2012). Essa variação foi observada em pesquisas nacionais sobre a geração de RCD em municípios brasileiros.

Em Jaboatão dos Guararapes, estado de Pernambuco (PE), com uma população de 644.620 pessoas (IBGE, 2010), foi verificada uma geração de 305,26 t/dia de RCD (SANTOS, 2015). Em Olinda/PE Falcão (2011), chegou-se a uma geração de 221,35 t/dia de RCD, considerando uma população de 391.433 pessoas, o que equivale a 43% e 71% do total de RSU, respectivamente, em comparação com os dados do Plano de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana do Recife (PERNAMBUCO, 2018).

Paz (2019) identificou, a partir de análise dos Dados Abertos Recife (RECIFE, 2020), que são coletados no Recife/PE cerca de 934 t/dia de RCD, sendo estes provenientes de Ecoestações e descarte irregular, correspondendo a 35% do total de RSU, sem considerar a parcela de RCD que é coletada junto aos resíduos domiciliares.

Ximenes (2018) realizou o mapeamento de 148 pontos de descarte irregular no município de Paulista/PE e constatou que a maioria desses pontos estava localizada em avenidas e ruas locais, perto de pequenas construções.

O descarte irregular de RCD é mais comum em bairros de menor renda (PAZ, 2019), atraindo outros tipos de resíduos não inertes, tornando mais complexa e dispendiosa a sua recuperação futura (BRASIL, 2010a). Essa situação evidencia a falta ou ineficiência de fiscalização, sendo fortemente influenciada pela ação dos pequenos geradores de RCD.

Para mudar tal realidade, foram criados no Brasil instrumentos legais para auxiliar os municípios na gestão de RCD. Destaca-se a Resolução nº 307/2002 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão de RCD (BRASIL, 2001). Cabe também ressaltar a Resolução do CONAMA 348/2004 (BRASIL, 2004), que inclui o amianto na classe de resíduos perigosos, e a CONAMA 431/2011 (BRASIL, 2011), que estabelece nova classificação para o gesso.

Também merecem destaque a lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010b) e o Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010 (BRASIL, 2010c), que regulamentou a PNRS.

A Resolução CONAMA nº 307/2002, alterada pela Resolução CONAMA nº 448/2012, estabele-

lece que os municípios devem elaborar o Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil, devendo constar no mesmo as diretrizes técnicas e procedimentos para o exercício das responsabilidades dos pequenos geradores.

Por outro lado, o descarte irregular de RCD demonstra a necessidade de serem ofertados espaços adequados para a correta captação desses resíduos. Dessa forma, busca-se criar condições para uma futura reciclagem do RCD captado, preservando recursos naturais não renováveis e possibilitando uma destinação final ambientalmente adequada. Para isso, pode-se lançar mão da ferramenta de Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Os SIG facilitam o acesso a vários tipos de informação pertencentes a única base de dados; possibilita ainda a elaboração de diferentes cenários e a simulação dos seus efeitos espaciais (DILL et al., 2001; BIJU, 2015). Paz et al. (2018) utilizaram o SIG para desenvolver uma metodologia de avaliação dos riscos ambientais em função do descarte irregular de RCD em sete municípios brasileiros. Por fim, Biluca et al. (2020) elaboraram uma metodologia para mapeamento de locais adequados à instalação de aterros sanitários para recebimento de RCD utilizando o SIG (aspecto compensatório) e o método ELECTRE TRI (não compensatório).

2 OBJETIVO

Este trabalho teve por objetivo utilizar um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para seleção de áreas destinadas ao recebimento, transbordo e triagem de RCD provenientes de pequenos geradores, denominadas de Ecoestações, tomando como estudo de caso o município do Cabo de Santo Agostinho/PE.

3 METODOLOGIA

Consiste em 04 (quatro) etapas: caracterização da área em estudo; obtenção de dados; inserção dos dados em ambiente de SIG e análises espaciais no SIG.

Etapa 01 - Caracterização da área em estudo.

Nesta primeira etapa são apresentados dados relacionados com a gestão municipal de RCD e indicadores básicos regionais.

a) Dados relacionados com a gestão municipal de RCD, com base na pesquisa de Silva (2017):

- Geração per capita de RCD: 0,74 kg/habitante dia;
- As 85 pilhas de RCD analisadas visualmente, apresentaram os seguintes percentuais: 74% material cerâmico (blocos e telhas); 73% argamassa; 68% plástico e; 54% solo/rocha;
- Uma única empresa terceirizada realizava a coleta e o transporte de RCD em todo o município;
- Os entulhos coletados (resíduos de poda, resíduos de capinação, RCD, dentre outros) eram encaminhados para o Aterro controlado de RSU da Pista Preta, localizado no próprio município;
- O valor pago por entulho coletado era de R\$ 75,89/tonelada e;
- Apesar do município não ter um sistema de coleta seletiva, existiam duas cooperativas que atuam na recuperação de materiais recicláveis, a COOMSERC (Cooperativa Mista de Serviços do Cabo de Santo Agostinho) e a Organização Não Governamental “Ame a mãe terra”.

b) Indicadores básicos regionais:

- Localização:

Situado nas coordenadas geográficas de Latitude S 8°17'15" e Longitude W 35°02'00" (PARAHYBA JÚNIOR, 2010). O município do Cabo

de Santo Agostinho/PE possui uma área total de 445,343 km² (IBGE, 2020). Confronta-se ao norte com os municípios de Moreno e Jaboatão dos Guararapes, ao sul com os de Ipojuca e Escada, ao leste com o Oceano Atlântico e ao oeste com Vitória de Santo Antão (FARDUPE, 2014).

- Demografia.

De acordo com o IBGE (2021) foi estimada para o ano de 2021 uma população total de 210.796 pessoas para o município em estudo, representando um crescimento populacional de aproximadamente 13,92% em comparação com a população registrada no censo de 2010.

- Relevo.

Segundo Assis (1999), predominam de modo geral no município os seguintes conjuntos de relevo: “o relevo ondulado, formado por morros e colinas, com declividades acentuadas, ocupando mais de 80% da área total do município; e o relevo semipleno, [...]”

- Organização político-administrativa.

O município encontra-se dividido em 09 (nove) áreas político administrativas (APAs) (Fig. 1) e estas subdivididas em bairros (Fig. 2) (CABO DE SANTO AGOSTINHO, 2016a).

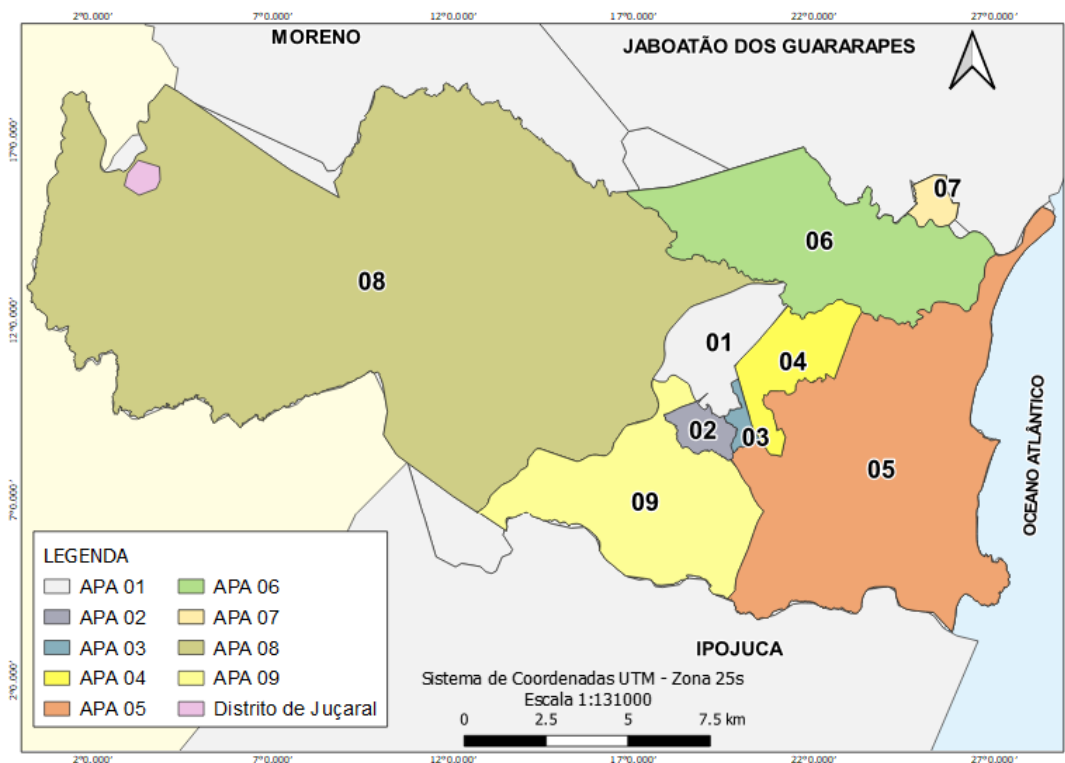


Figura 1 - Divisão Político Administrativa do município do Cabo de Santo Agostinho/PE.

- Ocupação urbana

De acordo com o censo realizado pelo IBGE (2010), existiam no município 53.402 domicílios particulares permanentes e uma taxa de urbanização de 90,68%. Isso revela o elevado grau de

urbanização do município, provavelmente consequência do êxodo rural.

O município tem sua ocupação urbana distribuída em grandes concentrações isoladas, indo desde o Distrito sede, ao redor do entroncamen-

to da PE-60 com a BR-101, trecho antigo, e indo mais ao sul, estende-se pela PE-60 até o bairro de Rosário, até ao limite da propriedade do Complexo de Suape (FADURPE, 2014).

Ainda segundo a referida fonte, as áreas localizadas na faixa de praias possuem um padrão urbanístico bastante diferenciado dos outros conjuntos urbanos, indo de loteamentos de alto padrão construtivo como os da Reserva do Paiva,

à ocupação de veraneio, originalmente segunda residência, nas praias de Gaibu, Enseada dos Corais e Itapoama.

De forma geral, a formação dos bairros do município ocorreu mais ao leste e na faixa litorânea. Cabendo ainda destacar o bairro de Juçaral (APA 08) pertencente à zona rural do município, como pode ser observado na Fig. 2.

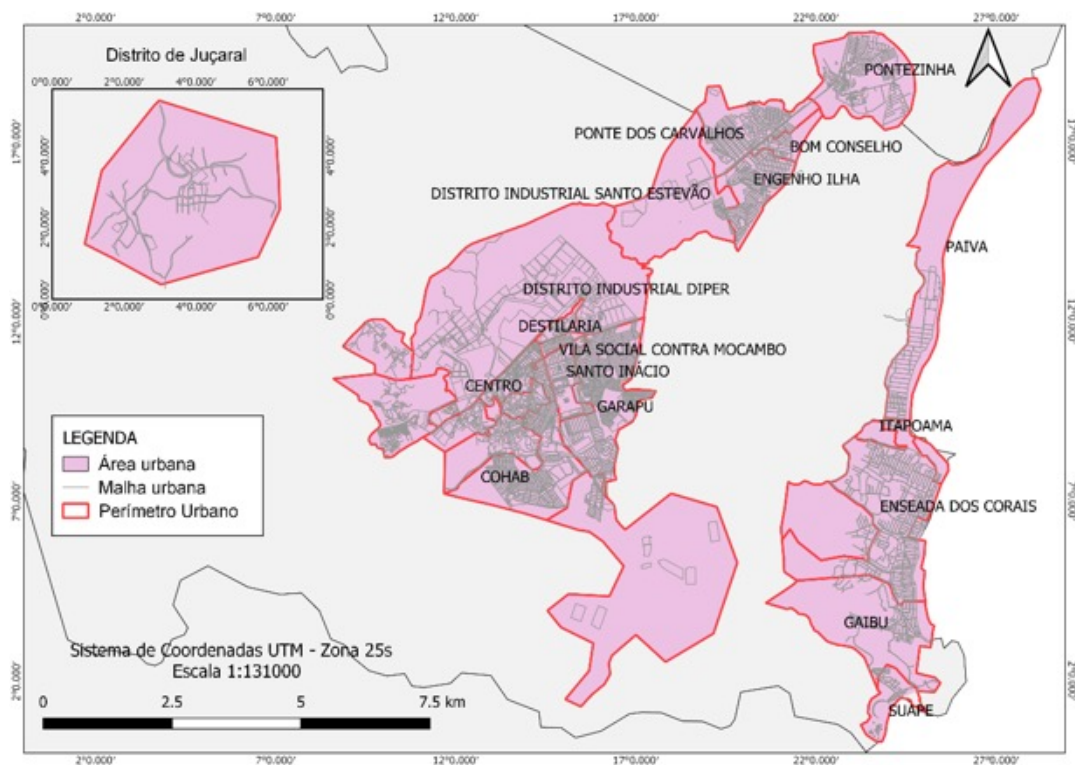


Figura 2 - Área urbana do município do Cabo de Santo Agostinho/PE.

Por meio das informações apresentadas é possível conhecer aspectos relacionados com a gestão de RCD local, assim como indicadores regionais característicos do município objeto. Essas informações são essenciais para interpretar adequadamente as dinâmicas apresentadas nas análises espaciais de correlação que serão realizadas por meio do SIG.

Etapa 02 - Obtenção de dados.

O segundo passo para a aplicação do SIG é a criação de um banco de dados geográfico. Para isso, inicialmente foi realizada uma pesquisa de campo que envolveu a identificação dos pontos de descarte irregular de RCD por meio da observação direta e do seu mapeamento.

A coleta de dados foi iniciada no final do ano de 2015 e seguiu até o final do ano de 2016. A inserção dos dados em ambiente de SIG e as análises espaciais de correlação, relacionando o descarte irregular com as características demográficas e a renda, foram desenvolvidas durante o ano de 2016. Essas tomaram por base metodologias apresentadas por Paz et al. (2018) e Holanda et al. (2016).

A partir do reconhecimento desses pontos, identificaram-se as coordenadas geográficas por meio do uso do GPS (*Windows Phone*), plotando os pontos a partir da utilização do programa Google Earth. Também foi realizada uma classificação das áreas de acordo com sua localização em cada bairro, número de habitantes, tipo de pavimentação existente, vegetação, entre outros, baseando-se na pesquisa de Albuquerque (2015).

Importante esclarecer que a observação só foi feita na área urbana do município, dessa forma não foram mapeados pontos de descarte irregular de RCD na APA 08 que compreende a zona rural do município.

Mediante acesso às licenças de construção expedidas, nos anos de 2014 e 2015, pela Prefeitura do município do Cabo de Santo Agostinho/PE, foram obtidos os quantitativos das áreas licenciadas para novas construções por bairro, assim como as suas respectivas tipologias construtivas. Dessa forma, pode-se compreender a dinâmica construtiva do município, identificando áreas de expansão urbana, e relacioná-la com a distribuição dos pontos de descarte irregular de RCD mapeados.

Por meio da análise visual “*in loco*”, foi realizada a classificação quantitativa das pilhas de RCD cadastradas. Nesta pesquisa, as pilhas foram classificadas em pequenas, médias e grandes, utilizando-se o seguinte critério de classificação:

- Pilhas de porte pequeno: Aquelas que poderiam ser removidas por meio de um carro de mão;
- Pilhas de porte médio: Aquelas que poderiam ser removidas por uma caçamba de 5m³ e;
- Pilhas de porte grande: Aquelas que necessitariam de um volume maior que 5m³ para serem removidas.

Etapa 03 - Inserção dos dados em ambiente de SIG.

Na terceira etapa, os pontos levantados foram plotados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) com a utilização do software livre QGIS 2.18.0; foram incluídas informações como coordenadas, município, bairro e ruas.

Além disso, identificaram-se as características socioeconômicas de cada bairro/microrregião que compõe as Áreas Político Administrativas (APAs), como população e renda média familiar, de forma a correlacionar os pontos de descarte irregular de RCD com as características da área.

As características socioeconômicas de cada região foram obtidas na Base de Informações do Censo Demográfico de 2010 do IBGE. Todos os dados coletados foram tabulados em planilha eletrônica e, posteriormente, importados para o software QGIS 2.18.0.

Etapa 04 - Análises espaciais no SIG.

Na quarta etapa, com as informações de cada ponto cadastradas e já inseridas no SIG, foram realizadas várias análises espaciais correlacionando os pontos de descarte irregular de RCD com as características da região.

Pinto e Gonzáles (2005) definem bacias de captação como “zonas homogêneas que atraíam a maior parcela possível do RCD gerado em sua área de abrangência.” Sendo assim, conhecendo

a localização das deposições irregulares e o perfil dos agentes geradores e coletores dos pequenos volumes, é possível definir os limites das bacias de captação e a localização dos pontos de entrega voluntária, respeitando-se os atuais fluxos de coleta e lançamento desses resíduos (PINTO e GONZÁLEZ, 2005).

Ainda de acordo com os referidos autores, para definir os limites das bacias de captação, foram levados em conta os seguintes fatores:

- Capacidade de deslocamento dos pequenos coletores (equipados com carrinhos, carroças e outros pequenos veículos) em cada viagem, ou seja, algo entre 1,5 km e 2,5 km;
- A altimetria da região, para que os coletores não sejam obrigados a subir ladeiras íngremes com os veículos carregados, para realizar o descarte dos resíduos e;
- As barreiras naturais que impedem ou dificultam o acesso ao ponto de entrega.

Seguindo a metodologia proposta por Scremin (2007), utilizando a Eq. 1, chegou-se à quantidade de pontos necessária para o gerenciamento correto do RCD proveniente dos pequenos geradores.

$$N_{PEV_EST} = \frac{A_u}{(\pi \times R_{AB}^2)} \quad (1)$$

Onde:

N_{PEV_EST} é o número de Pontos de Entrega Voluntária – Ecoestações;

A_u é a área urbana do município (km²) e;

R_{AB} é o raio de abrangência das Ecoestações (km).

De posse dessas informações, com o auxílio das ferramentas de SIG, foi criada uma densidade de Kernel, para identificar os locais com maior concentração de pontos.

A densidade de Kernel ou função Kernel “realiza uma contagem de todos os pontos dentro de um raio de influência, ponderando-se pela distância de cada um à localização de interesse”, possibilitando estimar o comportamento de padrões de pontos (BERGAMASCHI, 2010).

Posteriormente, foi criado um *buffer* de 200 metros em torno dos pontos de descarte irregular para identificar áreas próximas aos locais já escolhidos pela população para disposição dos resíduos.

A área ideal para instalação de uma Ecoestação deve ser entre 200m² e 600m², com forma irregular, em área pública ou privadas, ou, ainda, áreas alugadas ou arrendadas para tal finalidade (PINTO e GONZÁLEZ, 2005).

Por fim, conclui-se que a escolha dos locais se deu pela relação entre a densidade de pontos, porte das pilhas e disponibilidade de terreno para a construção. Foi utilizado o critério de proximidade de 200m para escolha do terreno. Os locais que possuíam pontos de maior porte foram os mais favoráveis e os terrenos devem ser públicos ou viabilizados pela prefeitura.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir da coleta de dados de campo, foram mapeados 85 pontos de descarte irregular de RCD no município do Cabo de Santo Agostinho/PE, conforme apresenta a Tabela 1.

Tabela 1 - Quantitativo de pontos de descarte irregular de RCD por bairro - Cabo de Santo Agostinho/PE.

APAs	Bairros	Nº de pontos de descarte irregular de RCD
04	Garapu	17
06	Ponte dos Carvalhos	13
05	Enseada dos Corais	12
07	Pontezinha	07
03	Cohab	07
06	Engenho Ilha	06
04	Santo Inácio	04
01	Centro	03
04	Destilaria Presidente Vargas	03
04	Vila Social Contra Mucambo	03
06	Distrito Industrial Santo Estevão	03
05	Itapoama	02
05	Gaibu	02
05	Vila de Suape	02
06	Bom Conselho	01
	Total	85

A análise da Tabela 1 revela que a APA 04 possui 27 pontos de descarte irregular de RCD, destacando-se o bairro de Garapu, com 17 pontos, devido, possivelmente, à forte dinâmica construtiva local, estimulada pela chegada de trabalhadores para atuar no complexo industrial e portuário de Suape. Os percentuais de pontos de descarte irregular de RCD por APA, estão apresentados na Fig. 3.

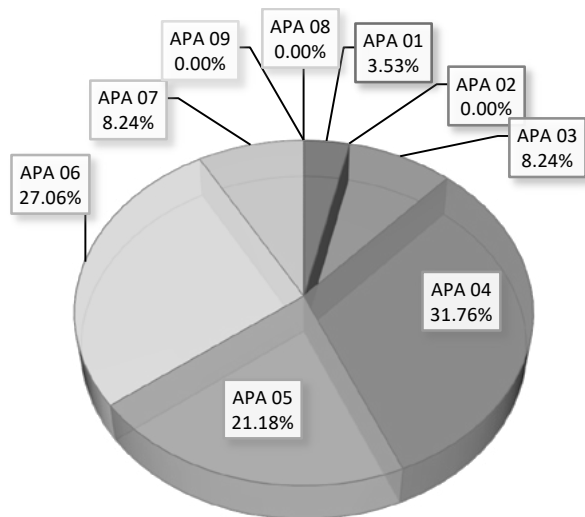


Figura 3 - Percentuais de pontos de descarte irregular de RCD por APA - Cabo de Santo Agostinho/PE.

Observa-se (Fig. 3) que a APA 04 se destaca das demais com 31,76% dos pontos, possivelmente um reflexo da dinâmica construtiva evidenciada pelas licenças para novas construções de uso multifamiliar (Tabela 2).

Verifica-se que a APA 06, com 27,06%, foi a segunda em percentual de quantitativos de pontos (Fig. 3). Essa condição se dá pela forte demanda por galpões logísticos, reflexo das atividades comerciais do Porto de Suape, fato constatado pelo valor de 151.396,63m² de área licenciada para construção de galpões no bairro de Ponte dos Carvalhos (Tabela 2).

Cabe ainda destacar a APA 05, localizada na região litorânea (Fig. 1), com 21,18% dos quantitativos de pontos (Fig. 3), destacando-se o bairro de Enseada dos Corais, com 12 pontos de descarte irregular. Importa salientar que a maioria dos pontos localizados estava próximo a obras de pequeno porte, com características de informalidade. Essa situação se deve, em grande medida, à especulação imobiliária resultante da construção do empreendimento Reserva do Paiva.

Para melhor entendimento quanto ao impulso especulativo imobiliário gerado pela construção do empreendimento Reserva do Paiva, cabe informar que esse empreendimento foi o primeiro bairro planejado da região metropolitana do Recife, com 530 hectares (Reserva do Paiva, 2022).

Vale ainda destacar ser o Reserva do Paiva um empreendimento de alto luxo responsável pela construção da Via Parque e da ponte sobre o rio Jordão (CASTELLAN et. al., 2013), que une o município do Cabo de Santo Agostinho/PE com o município de Jaboatão dos Guararapes/PE, diminuindo a distância do bairro do Paiva até a capital estadual.

A Tabela 2 relaciona a quantidade de áreas licenciadas para novas construções com os bairros, número de licenças e tipologias construtivas, conforme dados de Cabo de Santo Agostinho (2016b).

Tabela 2 - Relação das áreas licenciadas para novas construções, nos anos de 2014 e 2015, com: bairro, número de licenças e tipologia construtiva no município do Cabo de Santo Agostinho/PE.

Bairro	Licenças para construir (novas construções)														
	Nº Licenças	Área licenciada (m²)													
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	TOTAL
Ponte dos Carvalhos	9	-	16.740,04	224,74	151.396,63	1.234,80	-	-	18,44	-	-	129.104,28	-	-	298.718,93
Reserva do Paiva	5	567,51	40.132,02	-	-	-	-	-	-	-	92.551,81	28.778,17	4552,76	-	166.582,27
Charneca	2	-	-	-	-	-	-	-	-	3.825,41	-	-	-	153.910,13	157.735,54
Suape	4	48,00	-	-	105.687,48	7.305,02	-	-	-	-	-	-	-	-	113.040,50
Rosário	1	-	83.753,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83.753,04
Guarapu	47	1.023,78	8.060,94	6.344,51	-	-	-	-	-	-	-	27.709,49	-	-	43.138,72
Distrito Industrial	4	1.023,78	8.060,94	6.344,51	-	-	-	-	-	-	-	27.709,49	-	-	43.138,72
Enseada dos Corais	25	2.535,58	3.988,03	216,20	-	-	-	277,34	39,98	-	-	-	-	-	7.057,13
Centro	5	6.254,49	-	671,77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.926,26
Santo Inácio	7	-	704,24	1.403,21	537,78	-	-	-	-	-	-	-	2051,39	-	4.696,62
Gaibu	2	-	375,21	2.805,85	-	-	522,86	-	-	-	-	-	-	-	3.703,92
Pontezinha	2	-	374,04	-	2.920,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.294,11
Cidade Jardim	1	-	1.138,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.138,28
Itapuama	2	265,50	547,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	812,73
Vila Dr. Manoel Clementino	1	-	259,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	259,84
Cohab	1	-	-	148,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	148,80
TOTAL	118	10.694,86	156.072,91	14.375,59	263.742,29	32.783,60	522,86	277,34	58,42	3.825,41	92.551,81	185.591,94	6.604,15	153.910,13	921.011,31

A: Construções Unifamiliares; B: Construções Multifamiliares; C: Construções Comerciais; D: Galpões Logísticos; E: Construções Industriais; F: Uso Misto; G: Pousadas; H: ERB; I: Institucional; J: Empresariais; K: Hotel; L: Construções Educacionais; M: Grandes Empreendimentos.
Fonte: Adaptado de Prefeitura Municipal do Cabo de Santo Agostinho (2016)

Quanto ao quantitativo de licenças para novas construções, a análise da Tabela 2 revela que o bairro de Garapu apresenta o maior número, com um total de 42,20% das licenças, destacando-se construção do tipo hotel com 27.709,49m² de área construída, voltada, principalmente, na época, para atender aos executivos das indústrias próximas, como as do polo industrial de Suape, destacando-se o estaleiro Atlântico Sul e a refinaria Abreu e Lima (SILVA, 2017).

Do ponto de vista dos tipos construtivos, a Tabela 2 mostra a predominância de construções do tipo galpões logístico, com um total de 263.742,29m², concebidas para servir de depósito para estocagem de materiais e para instalar

novas empresas atraídas pelas oportunidades comerciais que estavam sendo geradas pelo aquecimento da economia local (SILVA, 2017).

Observa-se também que o bairro da Charneca (APA 09) é pouco representativo do ponto de vista do quantitativo de licenças para novas construções, com apenas uma licença. Já a APA 02 não apresentou áreas licenciadas nos períodos observados.

A quantidade de pontos de descarte irregular de RCD por km² da respectiva APA está mostrado na Fig. 4. Apesar da APA 03 ter representado apenas 8,24% (Fig. 3) dos pontos de descarte irregular de RCD, seu alto valor de densidade se justifica por sua pequena área de, aproximadamente, 1,421 km².

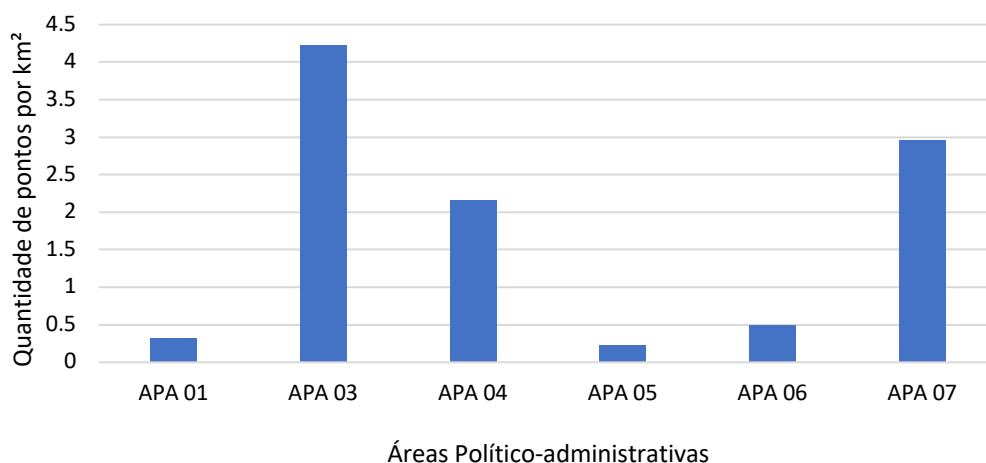


Figura 4 - Quantidade de pontos de descarte irregular de RCD por km² - Cabo de Santo Agostinho/PE.

Verifica-se (Fig. 4) que a APA 07 é a segunda em densidade de pontos, aproximadamente, 2,96 pontos/km², seguida pela APA 04, por volta de 2,16 pontos/km². Devido á variabilidade das densidades calculadas, a mediana foi adotada como medida de tendência central, apresentando o valor aproximado de 0,84 pontos/km².

A medida de tendência central obtida foi maior que a obtida na cidade de Jaboatão dos Guararapes (SANTOS, 2015), que foi por volta de 0,41 pontos/km². E menor que as quantidades médias observadas nas cidades de Paulista (XIMENES, 2018) e Recife (PAZ, 2019), que foram respectivamente de: aproximadamente 4,0 pontos/km² e 4,63 pontos/km².

Observa-se ainda (Fig. 4) que não foram encontrados pontos de descarte irregular de RCD na APA 02, provavelmente devido ao fato de estar localizada em uma região central da cidade, com uma maior fiscalização municipal.

A Fig. 5 apresenta uma visão de dois pontos de descarte irregular de RCD no município do Cabo de Santo Agostinho/PE, situado às margens de logradouros públicos, no bairro de Garapu (APA 04). Percebe-se que os descartes irregulares de RCD estão exercendo ação atrativa sobre outros tipos de resíduos, como os domiciliares (PINTO, 1999; MARQUES NETO, 2004; PAZ, 2014).



Figura 5 - Descarte irregulares de RCD no bairro de Garapu - Cabo de Santo Agostinho/PE.

A localização e o porte dos pontos de descarte irregular de RCD em comparação com a renda média familiar dos setores censitários do IBGE, está

apresentada na Fig. 6, a fim de conhecer o perfil de renda das áreas com maiores quantidades de pontos de descarte irregular.

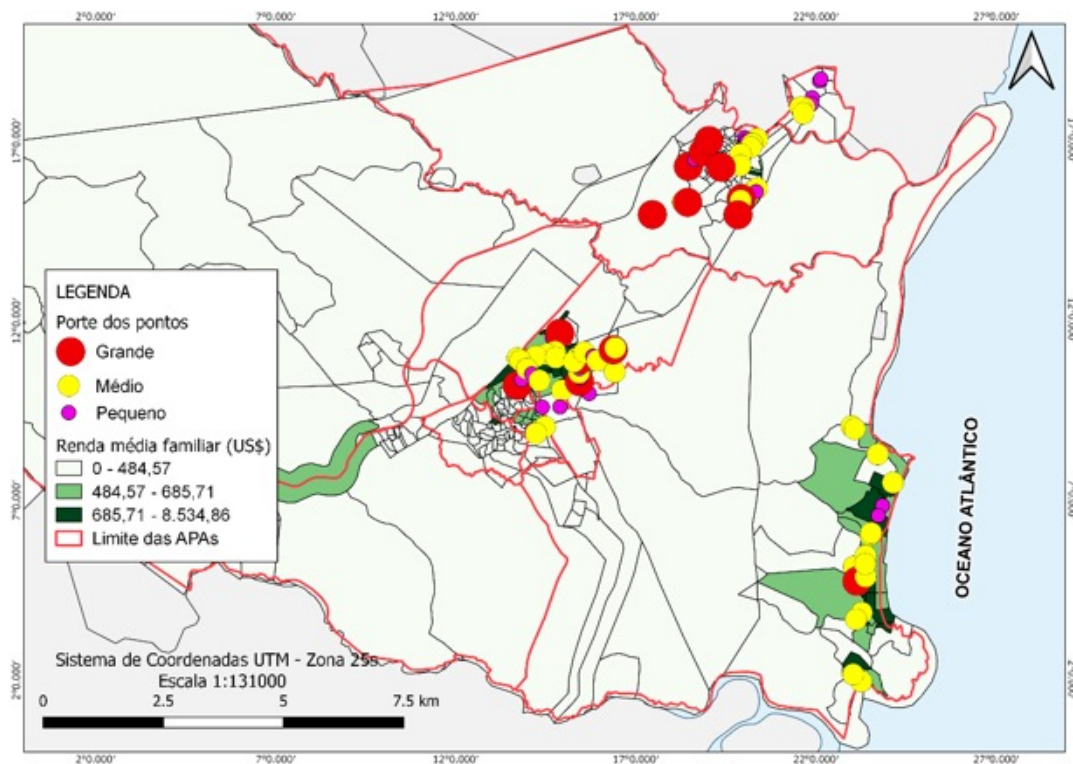


Figura 6 - Tamanho dos pontos de descarte irregular de RCD em relação à renda média familiar - Cabo de Santo Agostinho/PE.

Para efeito de classificação, neste artigo foram consideradas de baixa renda as famílias com renda média familiar de até dois salários mínimos, equivalendo em 2010 (ano do último recenseamento) o valor do salário mínimo a R\$ 510,00 (UOL, 2009).

Para conversão de Real (R\$) para Dólar Americano (US\$) foi considerado o valor da média das cotações do Dólar para venda no ano de 2010 (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2022), chegando-se ao valor médio de R\$1,75 por Dólar.

Sendo assim, verifica-se que 57,65% dos pontos de descarte irregular de RCD encontram-se no entorno de áreas com renda média familiar entre

0,00 US\$ e US\$ 484,57. Esse resultado demonstra que a maioria dos descartes irregulares ocorre em regiões de baixa renda.

Observa-se ainda que 17,65% dos pontos estão situados em regiões com renda média familiar entre US\$ 484,57 e US\$ 685,71, enquanto 24,70% dos pontos se localizam em regiões com renda média familiar entre US\$ 685,71 e US\$ 8.534,85.

Nas áreas menos nobres, com poucas obras de grande e médio porte, predominam pontos de grande porte, o que sugere que esses locais podem estar servindo como área de descarte por carroceiros informais que atuam na região. Ação

esta, provavelmente, facilitada pela ineficiência da fiscalização por parte dos órgãos públicos competentes. O mesmo foi observado por Paz et al. (2016) no município de Olinda/PE, onde foi mapeada uma maior quantidade de pontos de grande porte no entorno de áreas de menor renda.

Por outro lado, nas áreas mais nobres, com maior renda, predominam pontos de porte médio e pequeno, indicando que essas áreas, por sofrerem

uma fiscalização mais efetiva dos órgãos municipais, são menos atrativas ao descarte irregular de RCD. Também é possível que tal situação esteja relacionada com um maior nível de conscientização por parte da população residente local e pela menor disponibilidade de terrenos baldios.

Também foi analisada a relação entre a localização e o porte dos pontos de descarte irregular de RCD com população, conforme se observa na Fig. 6.

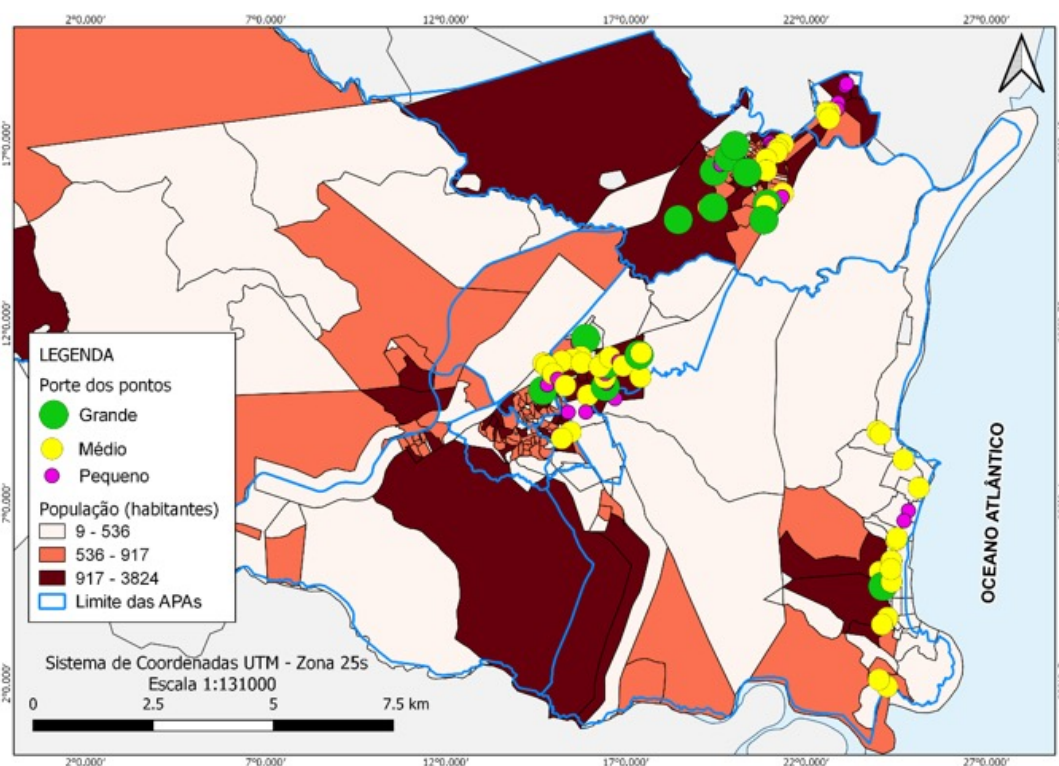


Figura 7 - Tamanho dos pontos de descarte irregular de RCD em relação ao número de habitantes.

Observa-se que 49,41% dos pontos encontram-se em áreas pouco adensadas, predominando nessas áreas pilhas de porte médio que representam 30,59% do total de pontos levantados. De forma geral, verifica-se que 29,41% dos pontos são considerados de porte pequeno, 54,12% de porte médio e 16,47% de porte grande.

Nas áreas mais adensadas foram encontrados apenas 5,88% dos pontos, sendo 1 de peque-

no porte, 3 de médio porte e 1 de grande porte. Desta forma, demonstra-se que as áreas menos habitadas são as mais propensas a receberem descartes irregulares de RCD.

A partir destas comparações, a Fig. 7 apresenta o mapa de calor, onde é possível observar onde há uma maior concentração de pontos de descarte irregular, e o buffer de 200 m, que representa as áreas ideais para escolha dos terrenos onde serão instaladas as Ecoestações.

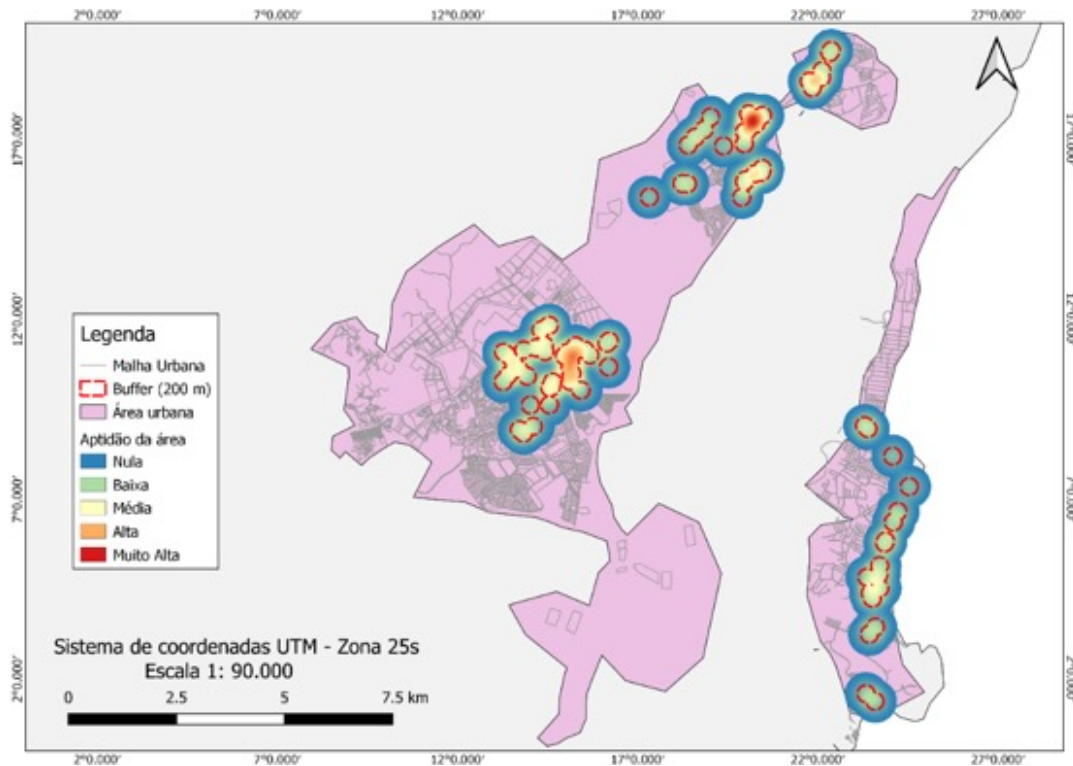


Figura 8 - Mapa de calor e buffer de 200 m dos pontos de descarte irregular.

As maiores concentrações de pontos de descarte estão localizadas nos seguintes bairros: Garapu, Centro e Ponte dos Carvalhos. Destes, os bairros Centro e Ponte dos Carvalhos foram considerados os mais críticos, e com alta aptidão a receber uma Ecoestação.

De acordo com a Eq. 1, seriam necessárias, aproximadamente, 9,36 Ecoestações para atender ao município, considerando o raio de abrangência de 1,5 km. Neste estudo, foram propostas 10 Ecoestações.

Os locais escolhidos para a implantação das Ecoestações, propostos com base na análise de relação dos pontos cadastrados com as características da região, e suas respectivas bacias de captação, estão mostrados na Fig. 8.

Os bairros escolhidos foram os seguintes: Centro (APA 01), Cohab (APA 03), Vila Social Contra Mucambo (APA 04), Enseada dos Corais (APA 05), Ponte dos Carvalhos (APA 06), Pontezinha (APA 07) e Juçaral (APA 08).

Cabe esclarecer que a escolha do bairro de Juçaral para implantação de uma Ecoestação, apesar de ser uma área rural e de não ter sido contemplado por esta pesquisa, foi feita com base no critério territorial da Equação, uma vez que foram consideradas no cálculo a área de cada APA.

Por fim, a Tabela 3 apresenta a relação das áreas, aproximadas, das APAs e dos bairros indicados para instalação de Ecoestações no município do Cabo de Santo Agostinho/PE, levando em consideração o intervalo ideal de 200m² a 600m².

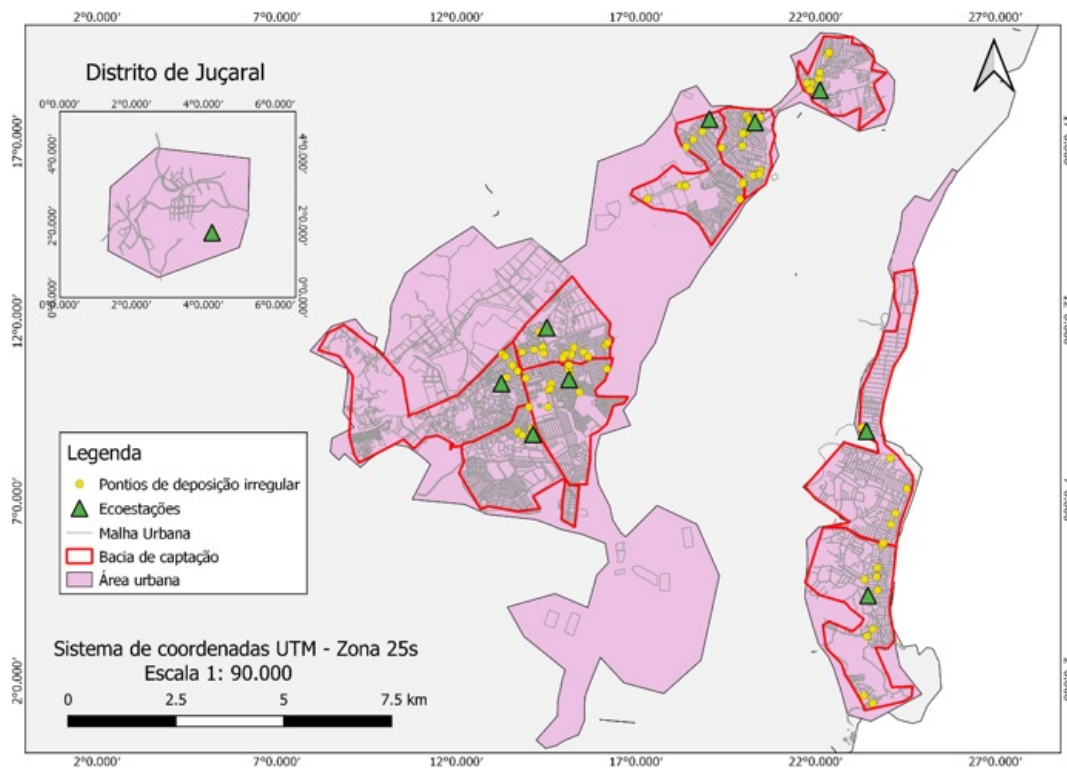


Figura 9 - Localização das Ecoestações propostas e bacias de captação - Cabo de Santo Agostinho/PE.

Tabela 3 - Sugestão de áreas para instalação de Ecoestações no município do Cabo de Santo Agostinho/PE.

Ecoestação	Áreas (m²)	APAs	Bairros
01	437,00	07	Pontezinha
02	428,00	06	Ponte dos Carvalhos
03	448,00	06	Ponte dos Carvalhos
04	297,00	05	Enseada dos Corais
05	427,00	05	Enseada dos Corais
06	330,00	08	Juçaral
07	448,00	03	Cohab
08	413,00	01	Centro
09	280,00	04	Vila Social Contra Mucambo
10	271,00	04	Garapu

5 CONCLUSÕES

No quesito caracterização da área de estudo, verifica-se que o município se encontra dividido em 09 (nove) áreas político-administrativas, estas subdivididas em bairros. Apresenta ocupação urbana distribuída em aglomerados isolados, localizados, de forma geral, a leste e mais próxima ao litoral.

Quanto à obtenção de dados, os resultados comprovam que o quantitativo de 85 (oitenta e cinco) pontos mapeados foram suficientes para realização das análises espaciais de correlação. Observa-se também que a classificação quantitativa das pilhas, por meio da análise visual, e os critérios de classificação adotados se mostraram adequados, conferindo celeridade e praticidade ao estudo.

Mediante acesso às licenças de construção expedidas pela Prefeitura do município do Cabo de Santo Agostinho/PE, durante os anos de 2014 e 2015, pode-se compreender a dinâmica construtiva do município, identificando áreas de expansão urbana e correlacioná-las com a distribuição dos pontos de descarte irregular de RCD mapeados.

Observa-se que a inserção dos dados em ambiente de SIG, além de permitir o georreferenciamento dos pontos, por meio da inserção de suas coordena-

nadas geográficas, possibilitou também a realização de análises espaciais territoriais, por meio da inserção de dados quantitativos e descritivos.

Por meio do Mapa de Kernel foi possível representar e quantificar a relação entre pontos dentro de um raio de influência. Dessa forma, pode-se estimar e analisar o comportamento, os padrões seguidos no processo de descarte irregular na área estudada. Além disso, por meio da utilização do SIG também foi possível a elaboração de outros tipos de mapas temáticos com base nas informações já inseridas, tais como as informações socioeconômicas de renda média familiar e população residente.

Verifica-se também que 57,65% dos pontos de descarte irregular de RCD encontram-se no entorno de áreas com renda média familiar entre US\$ 0,00 e US\$ 484,57. Percebe-se que 17,65% dos pontos estão situados em regiões com renda média familiar entre US\$ 484,57 e US\$ 685,71, enquanto 24,70% dos pontos se localizam em regiões com renda média familiar entre US\$ 685,71 e US\$ 8.534,85.

Quanto à população residente, observa-se que 49,41% dos pontos se encontram em áreas pouco adensadas e que apenas 5,88% dos pontos pertencem a áreas mais adensadas, demonstrando que as áreas menos habitadas são as mais propensas a receber descartes irregulares de RCD. Verifica-se ainda que 29,41% dos pontos são considerados de porte pequeno, 54,12% de porte médio e 16,47% de porte grande.

Por fim, aplicando-se a metodologia ao município do Cabo de Santo Agostinho/PE, chegou-se à necessidade de 10 (dez) Ecoestações, justamente próximas a bairros de baixa renda e menos populosos.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. Disponível em: < <https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Último acesso em: 10 de janeiro de 2021.

ALBUQUERQUE, D.M.S. **Impacto socioambiental da deposição irregular dos resíduos da construção e demolição na cidade do Recife/PE**. 2015. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica de Pernambuco, Universidade de Pernambuco, Recife, 2015.

Assis, Hortencia Maria Barboza de. **Cartografia geomorfológica do Município do Cabo de Santo Agostinho/PE**. Recife: CPRM/FIDEM, 1999. (Série Cartas Temáticas, Volume 04). 32 p. il.

BANCO CENTRAL DO BRASIL – **Cotação e boletins**. Disponível em: <<https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/historicocotacoes>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

BERGAMASCHI, R. B. **SIG aplicado a segurança no trânsito – estudo de caso no município de Vitória – ES**. 74 f. (Monografia de Graduação). Universidade Federal do Espírito Santo: Vitória, 2010.

BIJU, Bárbara Pavani. **Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) na indicação de possíveis áreas aptas à disposição de resíduos de construção e demolição**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 113 f., 2015.

BILUCA, J.; AGUIAR, C. R.; TROJAN, F. Sorting of suitable areas for disposal of construction and demolition waste using GIS and ELECTRE TRI. **Waste Management**, Nova York, Estados Unidos, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.007>

BRASIL. **Resolução nº 307**, de 05 de julho de 2002. Brasília, 2001.

..... **Resolução nº 348**, de 16 de agosto de 2004. Brasília, 2004.

..... **Resolução nº 431**, de 24 de maio de 2011. Brasília, 2011.

..... Ministério do Meio Ambiente. **Manual para implantação de sistema de gestão de resíduos de construção civil em consórcios públicos**, Brasília, 2010a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_arquivos/4_manual_implantao_sistema_gesto_resduos_construo_civil_cp_125.pdf>. Último acesso em: 02 de agosto de 2018.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 2010b.

..... Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 2010c.

CABO DE SANTO AGOSTINHO. **Lei nº 2.513, de 30 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre a política Ambiental de proteção, controle, conservação e recuperação do meio ambiente que revogou a lei municipal nº 1.975 de 03 de dezembro de 2001 e dá outras providências. Disponível em: <http://www.cabo.pe.gov.br/normativos_pmcsa/LEGISLACAOMUNICIPAL/LEIS/2009/Lei%202.513-09.pdf>. Último acesso em: 29 março 2016a.

_____. Secretaria Municipal de Planejamento e Meio Ambiente. Cabo de Santo Agostinho, 2016b.

CASTELLAN, Rita Rovai; DOURADO, Débora Coutinho Paschoal; MENDES, Diego Costa. Implicações dos investimentos públicos e privados de cunho turístico, imobiliário e industrial sobre uma comunidade nativa na perspectiva de território. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, Volume 25, p. 231-252, 2013. <https://doi.org/10.7154/RDG.2013.0025.0012>

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de Cabo de Santo Agostinho. Recife, 11 p. + anexos, 2005.

DILL A. C et al. Aplicação de um SIG na seleção de locais para implantação de aterros sanitários em áreas vulneráveis à contaminação de aquíferos. In: **A hidroinformática em Portugal**, 2001, Lisboa. Ata eletrônica. Disponível em: <<http://www.lneg.pt/download/3852/22.pdf>>. Último acesso em: 01 mai. 2018.

FALCÃO, N. C. B. **Diagnóstico da situação atual dos resíduos da construção civil no município de Olinda**. 127 f. 2011. Dissertação (Mestrado - Construção Civil) - Universidade de Pernambuco. Recife. 2011.

FARDUPE - Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional. **Revisão das leis de parcelamento e de uso e ocupação do solo do município do Cabo de Santo Agostinho**: Produto 3 – Relatório preliminar de propostas. Recife, 2014. Disponível em: <http://www.cabo.pe.gov.br/wp-content/uploads/2014/04/REV_LUOS_201404.pdf>. Último acesso em: 15 agosto de 2016.

HOLANDA, M. J. O.; PAZ, D. H. F.; FIGUEIREDO, C. M.; LAFAYETTE, K. P. V.; SOBRAL, M. C. M. Diagnosis of Irregular Disposal of Construction and Demolition Waste (CDW) in the City of Olinda/PE. **Electron. J. Geotech. Eng.** 2016.8.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População estimada para 2021**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/cabo-de-santo-agostinho/panorama>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pe/cabo-de-santo-agostinho/pesquisa/23/24304?detalhes=true&localidade=261160>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Área da unidade territorial 2020 (km²). Disponível em: <<https://cidades>

ibge.gov.br/brasil/pe/cabo-de-santo-agostinho/panorama>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

MARQUES NETO, José da Costa. **Gestão dos resíduos de construção e demolição no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2004. 162 p.

MESQUITA, A.S.G. Análise da geração de resíduos sólidos da construção civil em Teresina, Piauí. **Revista Holos**, v.2, p.58-65, 2012. <https://doi.org/10.15628/holos.2012.835>

NETO, S.L.R.; LEONARDO, José Biffi; BUCK, A. L.B.; LEITE, Daiana P.; SHORONSKI, Everton; BECEGATO, Valter Antonio. Geores: SIG aplicado à gestão pública de resíduos sólidos no planalto serrano de Santa Catarina. 2014. In: Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto – GEONORDESTE, Aracaju, SE, 2014. **Anais...** Sergipe/SE, 2014.

PARAHYBA JÚNIOR, Ruy de Azevedo. **Análise das Políticas Públicas de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos e seus Impactos Socioambientais no Cabo de Santo Agostinho- PE**. 2010. 118 fls. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2010. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/3264>

PAZ, D. H. F. **Desenvolvimento de um sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos sólidos da construção civil em canteiros de obras de edificações urbanas – Recife**: UPE, Escola Politécnica, 2014. 161 f. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/34491>

PAZ, D. H. F. Desenvolvimento de um sistema de informações geográficas para o monitoramento da deposição irregular dos resíduos da construção civil em Olinda/PE. In: Encontro Pernambucano De Resíduos Sólidos, Recife, 2016. **Anais...** UFRPE: Recife, 2016.

PAZ, D. H. F. **Desenvolvimento de um sistema de apoio à gestão integrada de resíduos sólidos da construção e demolição**. 2019. 287 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

PAZ, D. H. F.; LAFAYETTE, L. P. V.; HOLANDA, M. J. O.; SOBRAL, M. C. COSTA, L. A. R. C. Assessment of environmental impact risks arising from the illegal dumping of construction waste in Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, novembro de 2018. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0289-6>

PAZ, D. H. F.; LAFAYETTE, L. P. V.; SOBRAL, M. C. M. GIS-based planning system for managing the flow of construction and demolition waste (CDW) in Brazil. **Waste management & research**, 2018. <https://doi.org/10.1177/0734242X18772096>

PERNAMBUCO. **Plano de Resíduos Sólidos – Região Metropolitana do Recife – RDM/PE**. Secretaria das Cidades. 2. ed. Recife: Caruso Jr., 2018.

PINTO, Tarcísio de Paula. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. São Paulo, 1999. 189p.

PINTO, T. P.; GONZÁLEZ, Juan Luís Rodrigo. **Manejo e gestão de resíduos da construção civil** - Volume 1 - Manual de orientação: como implantar um sistema de manejo e gestão nos municípios. Parceria técnica entre o Ministério das Cidades, o Ministério do Meio Ambiente e a Caixa Econômica Federal. Brasília: Caixa, 196 P., 2005. Disponível em: < http://www.cuiaba.mt.gov.br/upload/arquivo/Manual_RCD_Vol1.pdf>. Último acesso em: 12 de agosto de 2016.

RESERVA DO PAIVA. **Reserva do Paiva**. Em:<<https://www.reservadopaiva.com.br/>>. Acesso em: 18 de outubro de 2022.

SANTOS, Daiany Silva dos. **Diagnóstico da gestão dos resíduos de construção e demolição e seus impactos ambientais no município de Jaboatão dos Guararapes-PE**. 163 f. 2015. Dissertação (Mestrado – Construção Civil) – Universidade de Pernambuco. Recife. 2015.

SCREMIN, L.B. **Desenvolvimento de um sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos da construção e demolição para municípios de pequeno porte**. 2007. 150 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA, Alberto Alvarenga da. **Diagnóstico da gestão dos resíduos de construção e demolição no município do Cabo de Santo Agostinho-PE** / Alberto Alvarenga da Silva. – Recife: UPE, Escola Politécnica, 2017. 163 f.200

SILVA, C. A.; SATTler, M. A. Avaliação da Gestão de Resíduos da construção civil no município de Vitória da Conquista/BA. **Revista Científica Semana Acadêmica**. Fortaleza, ano MMXVII, Nº. 000107, 25/05/2017.

UOL - FOLHA DE SÃO PAULO – **Governo define salário mínimo de R\$ 510 para 2010**. Disponível em: < <https://m.folha.uol.com.br/mercado/2009/12/669910-governo-define-salario-minimo-de-r-510-para-2010.shtml>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

XIMENES, T.C.F. **Diagnóstico da gestão municipal dos resíduos de construção e demolição e seus impactos ambientais no município de Paulista/PE**. 2018. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica de Pernambuco, Universidade de Pernambuco, Recife, 2018.

Plano Nacional de Segurança Hídrica na perspectiva da Avaliação Ambiental Estratégica

National Water Security Plan under the Strategic Environmental Assessment

- **Data de entrada:** 14/12/2021
- **Data de aprovação:** 27/02/2023

Rafael Pereira Albuquerque^{1*} | Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.009>

ORCID ID

Albuquerque RP  <https://orcid.org/0009-0001-1846-8758>

Santos MRR  <https://orcid.org/0000-0001-8966-4783>

Resumo

A água é um dos temas de maior desafio na gestão e planejamento do setor público na atualidade e, como resposta aos desafios ambientais na disponibilidade hídrica, o Governo Federal publicou em 2019 o Plano Nacional de Segurança Hídrica. Por sua vez, a Avaliação Ambiental Estratégica é uma ferramenta de apoio à tomada de decisão sustentável e vem sendo amplamente utilizada no cenário internacional. Assim, pela postura estratégica e objetivos semelhantes, buscou-se analisar o PNSH sob a perspectiva das boas práticas internacionais para AAE e encontrar possíveis contribuições para a gestão hídrica no país. A pesquisa tem caráter qualitativo, conduzida por meio de revisão bibliográfica e documental, sendo a análise baseada no referencial de análise proposto por Partidário em 2012. Podem-se observar semelhanças entre AAE e a construção do PNSH, como o alto grau de interação entre o planejamento estratégico e as intervenções propostas, contudo com baixa participação pública em seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos. Avaliação de impacto ambiental. Gestão ambiental.

Abstract

Water is one of the most challenging topics in public sector management and planning today and, as a response to environmental challenges in water availability, the Federal Government published in 2019 the National Water Security Plan. In turn, the Strategic Environmental Assessment is a support tool for sustainable decision making and has been widely used in the international scenario. Thus, by the strategic posture and similar objectives, one sought to analyze the PNSH from the perspective of international good practices for SEA and find possible contributions to water management in the country. The research is qualitative in nature, conducted through a literature and document review, and the analysis is based on the methodology developed by Partidário in 2012. One can observe similarities between SEA and the construction of the PNSH, such as the high degree of interaction between strategic planning and proposed interventions, however with low public participation in their development.

Keywords: Water resources management. Environmental impact assessment. Environmental management.

¹ Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) - Campinas - São Paulo - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem comum e universal. Porém, quando dotada de valor econômico, passa a ter uma importância significativa como insumo na cadeia produtiva. O planejamento de recursos hídricos é essencial não só para a disponibilidade de água, mas também para o plano econômico do país. O fenômeno da seca gera perdas anuais na faixa de US\$ 6 a 8 bilhões (MARENGO e ALVES, 2015). A água é dotada ainda de valores culturais, sociais, de saúde pública e lazer, além do econômico, e o Estado tem como desafio estabelecer um modelo de governança que presuponha sua preservação e universalização dos serviços associados aos recursos hídricos.

O Brasil vem enfrentando, de modo intenso, crises hídricas decorrentes não apenas de períodos de estiagem, ampliados nos últimos anos pelas mudanças climáticas, mas também pela falta de saneamento, além da má gestão dos recursos hídricos e dos recursos naturais em geral, reduzindo a qualidade e a quantidade de água disponível para uso, e causando impactos na produção e distribuição de energia elétrica, vinculada à produção hidroelétrica; no racionamento no abastecimento; no aumento no valor da conta de água para o consumidor; nas dificuldades na criação de animais e produção de alimentos e insumos, setores que demandam grande quantidade deste recurso; e na inviabilização de uso do transporte fluvial, sobrecarregando o transporte terrestre, entre outros.

Para poupar água, são necessárias, além da educação ambiental e hábitos sustentáveis, tecnologias de gerenciamento e de otimização do uso da água, na macro e micro escala, ou seja, tanto na utilização de técnicas produtivas mais eficientes no setor agroindustrial, por exemplo, como na captação e reúso de água em edificações comerciais e residenciais, além de ações políticas e de

gestão, como reflorestamento e fiscalização rigorosa (RIBEIRO, 2017).

Em 2019, a Agência Nacional de Águas e Saneamento e o Ministério do Desenvolvimento Regional publicaram o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), com o objetivo de garantir a segurança hídrica do país em um cenário até 2035, e é atualmente o instrumento mais importante de tomada de decisão neste tema.

Enquanto isso, uma das ferramentas de planejamento ambiental, utilizada em mais de 60 países (TETLOW e HANUSCH, 2012), é a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), não regulamentada no país e com poucos referenciais teóricos nacionais. Por possuir uma estrutura flexível de elementos essenciais, a AAE atua estrategicamente com um papel facilitador no processo de decisão e acrescenta valor a esse processo (PARTIDÁRIO, 2012). A ferramenta é capaz de avaliar as oportunidades e riscos ambientais, integrando tanto as questões econômicas como as biofísicas, sociais e institucionais, pois possui uma abordagem de pensamento capaz de favorecer uma cultura estratégica no processo de decisão, promovendo a cooperação e o diálogo institucionais e evitando conflitos. Esta pesquisa busca contribuir com o entendimento da AAE para o contexto brasileiro, colocando foco no planejamento de recursos hídricos e a questão da segurança hídrica no país.

Dessa forma, o objetivo principal da pesquisa é identificar as contribuições do pensamento estratégico da AAE na discussão de recursos hídricos no Brasil. Assim, os objetivos específicos são:

- Verificar a adequação do PNSH às orientações internacionais de Avaliação Ambiental Estratégica;
- Identificar possíveis contribuições da AAE para o processo de elaboração de Políticas, Planos e Programas no contexto brasileiro.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Segurança Hídrica e o acesso à água

O Brasil, apesar de possuir 12% da disponibilidade de água doce do mundo, segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), tem uma distribuição não equilibrada desse recurso. A região Norte concentra quase 80% da quantidade de água e representa apenas 5% da população, enquanto a faixa costeira do país concentra 45% da população e apenas 3% dos recursos hídricos.

A opção política de desenvolvimento adotada consolidou o país como produtor de *commodities* rurais no mercado internacional, sendo a expansão da bovinocultura na região amazônica o ponto de maior destaque nos últimos anos (FERREIRA et al., 2015). Segundo Ferreira et al. (2015), o agronegócio apresenta características que levantam preocupações: a concentração de terras e a expulsão de povos tradicionais, a degradação do solo e perda da biodiversidade, e o consumo excessivo dos bens naturais como a água. Pontes et al. (2013) e Freitas (2010) evidenciaram que somente no Perímetro Irrigado do Tabuleiro de Russas¹, no semiárido cearense, os produtores rurais representavam 88% da produção, enquanto 12% pertenciam ao agronegócio; contudo, 47,6% das áreas irrigadas pertenciam ao segundo grupo. Em Quixeré, Ceará, dos 245 poços registrados do aquífero Jandaíra pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (CO-GERH), 67,7% são destinados à irrigação, enquanto apenas 13,4% ao abastecimento humano (CO-GERH, 2009).

A distribuição irregular de água mostra que a escassez de recursos hídricos não é algo transitório ou surgido recentemente, e sim uma consequência de opções históricas no campo da economia e

da política em relação ao acesso, usos e qualidades da água (FERREIRA et al., 2015). O estudo de caso do Ceará aponta características do modelo de desenvolvimento adotado no Nordeste nas últimas décadas, semelhante ao Centro-Oeste, que impõe uma gestão de água que privilegia o acesso por grandes empreendimentos.

Para Ribeiro (2017), a gestão responsável dos recursos ambientais deve respeitar a Constituição Federal e agir em cooperação com a comunidade internacional. O Tratado de Cooperação Amazônica (1978) é um exemplo de instrumento jurídico que visa ao desenvolvimento harmonioso da Bacia Amazônica (OEA, 1991). Algumas das importâncias globais da Floresta Amazônica são: a produção de ventos úmidos para o interior do continente; a formação de chuvas abundantes em região de ar limpo; e a manutenção dos ciclos hidrológicos do sul da América do Sul, formando um quadrilátero responsável por 70% do PIB do continente, entre Cuiabá, São Paulo, Buenos Aires e os Andes (NOBRE, 2014).

Em 2001, a região Centro-Sul sofreu racionamentos de eletricidade devido à falta de água nos reservatórios das usinas hidrelétricas. Em 2014, iniciou-se em São Paulo uma das piores crises hídricas da região, sendo um dos símbolos desse momento a diminuição drástica de água para abastecimento urbano, do Sistema Cantareira. Apesar de não existirem evidências observacionais que relacionem a seca de 2014 com o desmatamento da Amazônia, experimentos de modelagem numérica sugerem que nas próximas décadas haverá diminuição das chuvas e anomalias no transporte de umidade do Norte para o Sudeste caso o desmatamento continue em ritmo avançado (MARENGO, J.A. e ALVES, L.M., 2015).

¹ O Tabuleiro de Russas é o principal perímetro irrigado produtor de fruticultura do país, já correspondeu a R\$91,9 milhões de faturamento em 2013, teve queda entre 2015 e 2019, mas deve retomar sua produção com a Transposição do Rio São Francisco. (Fonte: Diário do Nordeste - 2014, 2020)

2.2 A Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

O Estado tem o dever de estabelecer um modelo de governança que pressuponha garantir investimentos necessários para a gestão dos recursos hídricos (MORAIS, FADUL, e CERQUEIRA, 2018). Conciliar a preservação e universalização da água em um contexto neoliberal é um desafio, uma vez que essa política de desenvolvimento pressupõe a diminuição do papel do Estado e a transferência dos serviços públicos para o setor privado (CASTRO, 2007).

O modelo brasileiro de gestão de águas é inspirado no modelo francês e visa à gestão descentralizada, participativa e integrada (CAMPOS, FRACALANZA, 2010). O modelo é expresso na Lei nº 9433/1997, denominada Lei das Águas, que define a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que confere poder de gestão a grupos ligados a cada uma das principais bacias hidrográficas do país, criando os Comitês de Bacias

Hidrográficas. Apesar de o modelo ter sido promulgado há mais de 20 anos, vários comitês encontram-se em fase inicial de implantação, sem a institucionalização da cobrança de potenciais poluidores e sem sustentabilidade financeira (MORAIS, FADUL, CERQUEIRA, 2018).

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) possui como órgão máximo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), além da ANA, órgão operacional do SINGREH, criada pela Lei nº 9984/00. Também compõem o SINGREH os Conselhos Estaduais e do Distrito Federal, contando com a participação de representantes dos municípios e, finalmente, os Comitês de Bacias Hidrográficas atuando como órgãos colegiados, consultivos e deliberativos. Por fim, cada comitê deverá contar com uma Agência de Bacia, a qual exercerá as funções de secretária-executiva. (GOMES, BARBIERI, 2004). A Fig. 1 mostra os componentes do SINGREH.



Figura 1 - Componentes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

Fonte: adaptada de Gomes e Barbieri (2004)

Trata-se de um sistema integrado, tanto verticalmente, entre os níveis federal, estadual e municipal, como horizontalmente, visando abordar os vários usos da água, usos e ocupação do solo e os diferentes segmentos da sociedade. Além de ser um sistema participativo, ocorrendo pela

constituição do comitê e seu funcionamento interno (MORAIS, FADUL, CERQUEIRA, 2018). A maioria das políticas ambientais no país, ainda que focadas em outros aspectos, também adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e implantação.

O estudo de Morais, Fadul e Cerqueira (2018) buscou entender o efetivo estágio da implementação do atual modelo de gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas, principalmente nos estados do Nordeste. É constatada, no estudo, a conhecida diversidade de realidades do país. Enquanto alguns Estados (como São Paulo, por exemplo) possuem comitês mais consolidados, há Estados em que estes não foram criados ou não foram implementados de forma plena. Essas distorções podem gerar uma perda de credibilidade por parte da sociedade e desestímulo à participação civil (MORAIS, FADUL, CERQUEIRA, 2018).

Um dos instrumentos estratégicos de atuação da PNRH são os Planos de Bacia Hidrográfica (PBH). O estudo de Santos et al. (2020) buscou identificar os principais desafios dos PBH, estudando o caso do Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Dentre os fatores que contribuem para o baixo alcance de integração destacaram-se: a) a insuficiente articulação desses planos com os planos Nacional e Estadual de recursos hídricos; b) as dificuldades institucionais para integração do planejamento dos recursos hídricos com o planejamento territorial regional e municipal e; c) a abordagem insuficiente de questões relativas à segurança hídrica (SANTOS, et al. 2020).

De acordo com o Plano da Bacia do Alto Tietê (PAT 2010-2015), em geral, os gestores de recursos hídricos encontram dificuldades de superar a lógica burocrática de formulação, ou seja, uma lógica que entende o planejamento apenas como o processo de fazer planos e determinar orçamentos, ignorando a construção política compartilhada entre os diversos atores e setores de usuários. A utilização sustentável dos recursos necessita de ações interdisciplinares e mudança de cultura, pressupondo mobilização e envolvimento público na tomada de decisão desde as etapas iniciais (SANTOS, et al. 2020).

2.3 2Plano Nacional de Segurança Hídrica

No Brasil, a elaboração do Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH) começou em 2012, e seu lançamento foi em 11 de Abril de 2019. O PNSH tem como objetivo definir as principais intervenções estruturais e estratégicas na gestão dos recursos hídricos, visando aos princípios de segurança hídrica, e é atualmente o instrumento mais importante na tomada de decisão nesse tema, segundo o próprio Plano. Considerando suas atribuições no âmbito da PNRH, a ANA e o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) desenvolveram o PNSH para assegurar ao Brasil um planejamento integrado de recursos hídricos até o horizonte de 2035 indicando, além das obras, os estudos adicionais e projetos necessários para viabilizá-las.

As obras são focadas nos grandes problemas gerados pelo não atendimento a demandas efetivas (existentes ou projetadas), envolvendo: barragens com objetivo de regularização da oferta de água para abastecimento humano ou usos múltiplos, e para controle de cheias; e infraestrutura de condução e derivação de água para abastecimento humano ou usos múltiplos – sistemas adutores, canais e eixos de integração (PNSH, 2019). As intervenções locais e emergenciais não fazem parte do escopo do PNSH, mas poderão se apropriar das propostas estratégicas recomendadas pelo Plano.

O diagnóstico ambiental feito para a elaboração do Plano em relação aos graus de segurança hídrica em todo o território é chamado de Índice de Segurança Hídrica (ISH). O ISH baseou-se apenas na infraestrutura hídrica já existente no país até 2017, e foi subdividido em quatro dimensões: Humana, Econômica, Ecológica e De Resiliência. Os resultados foram sobrepostos, e a Fig. 2 representa o cenário de 2035, considerando a disponibilidade hídrica. Observa-se que as áreas com menor grau de segurança hídrica encontram-se na região do semiárido nordestino, nas regiões metropolitanas e no sul do Rio Grande

do Sul, devido às culturas irrigadas de arroz. Vale mencionar que, paralelamente à construção do

ISH, foi realizado um inventário de Estudos, Planos, Projetos e Obras (EPPO).

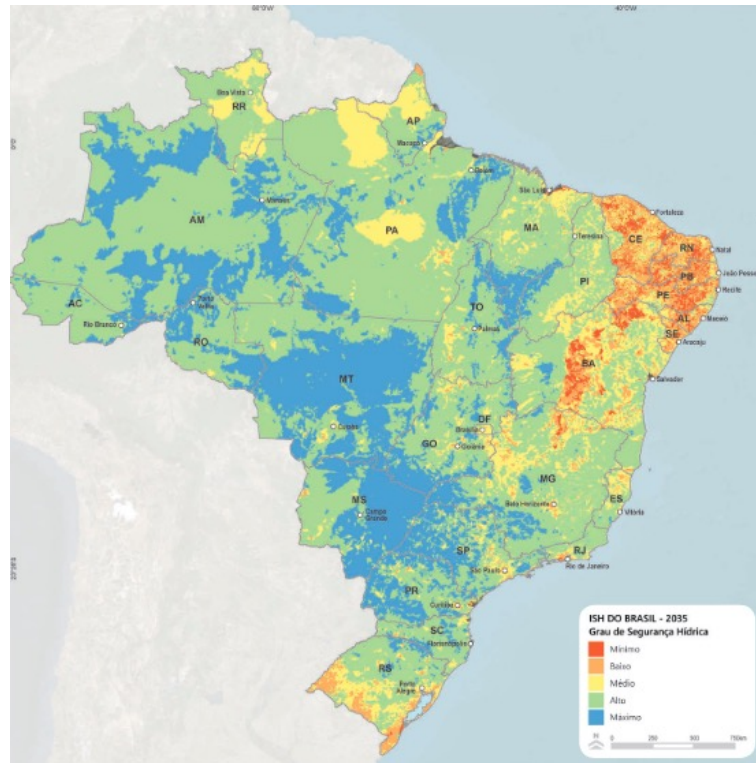


Figura 2 - Grau de Segurança Hídrica do Brasil para 2035
 Fonte: PNSH (2019)

O Plano recomendou os investimentos necessários, por meio de um instrumento de planejamento executivo e dinâmico denominado Programa de

Segurança Hídrica (PSH). O Programa é organizado em três componentes, ilustrados na Fig. 3 com seus respectivos orçamentos previstos.



Figura 3 - Componentes e Orçamentos do Programa de Segurança Hídrica – PSH
 Fonte: PNSH (2019)

2.4 Avaliação Ambiental Estratégica (AAE)

A AAE é um processo que busca assegurar os significantes efeitos ambientais surgidos de Planos, Políticas e Programas (PPP) de modo que sejam avaliados, mitigados, monitorados e comunicados aos tomadores de decisão, além de promover a participação pública (VASCONCELOS, M. 2013). Além disso, tem se firmado internacionalmente como ferramenta de planejamento adequada para analisar os impactos socioambientais adversos de PPP (SANCHEZ, 2017).

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), conforme regulamentada na legislação brasileira, está associada a decisões de projeto, materializada essencialmente no Estudo de Impacto Ambiental e seu Relatório de Impacto ao Meio Ambiente (EIA-RIMA) diretamente relacionada à proposição de medidas mitigadoras e compensatórias. Houve tentativas de regulamentar tal instrumento, como no Projeto de Lei do Senado nº168 de 2018, visando regulamentar o licenciamento ambiental e dispor sobre a AAE, entretanto sem maiores encaminhamentos. Por sua vez, encontra-se atualmente em tramitação,

o Projeto de Lei nº2159 de 2021, que também regulamenta o licenciamento ambiental, mas não faz menção à AAE.

A AAE evoluiu de um modelo de AIA para um mecanismo de processos mais proativo, capaz de construir soluções sustentáveis integradas às atividades estratégicas. O instrumento busca introduzir os aspectos ambientais e socioeconômicos antes do nível de projeto, por isso um dos principais argumentos que defendem a AAE é a capacidade de suprir as limitações de avaliações pontuais (como o EIA), além de ampliar os espaços de participação pública (HANUSCH; TETLOW 2012).

De forma simplificada, a AAE pode ser aplicada com base nas abordagens da AIA já conhecida no país, partilhando características em comum. Contudo, outras abordagens à AAE são propostas, baseando-se nos conceitos ligados ao planejamento e à formulação de políticas, reforçando a natureza estratégica, como as abordagens de Partidário (1999), Nilson e Dalkmann (2001) e Cherp et al (2007). A Tabela 1 resume as três características principais de cada tipo.

Tabela 1- Diferentes abordagens da AAE

AAE de base AIA	AAE de base estratégica
Relacionada com a preparação de um documento (relatório) sujeito a aprovação.	Avalia visões alternativas e intenções de desenvolvimento incorporadas em PPPs, assegurando a completa integração das considerações biofísicas, econômicas, sociais e políticas relevantes (Partidário, 1999).
Abordagem metodológica seguindo os passos típicos de verificação da necessidade (<i>screening</i>), construção do processo (<i>scoping</i>), avaliação de efeitos (<i>assessment</i>), mitigação, decisão e monitoramento.	Abordagem centrada na decisão que dá mais atenção ao contexto institucional e tenta integrar as considerações ambientais em todas as fases do processo de decisão (Nilson e Dalkmann, 2001).
Fornecer informação sobre os efeitos ambientais ou consequências das políticas propostas.	Facilitar a transformação estratégica influenciando “decisões estratégicas” selecionadas (Cherp et al., 2007).

Fonte: adaptado de Partidário (2012)

Dessa forma, Partidário define AAE por:

“[...] é o procedimento sistemático e contínuo de avaliação da qualidade do meio ambiente e das consequências ambientais decorrentes de visões e intenções alternativas de desenvolvimento, incorporadas em iniciativas tais como

a formulação de políticas, planos e programas (PPP), de modo a assegurar a integração efetiva dos aspectos biofísicos, econômicos, sociais e políticos, o mais cedo possível, aos processos públicos de planejamento e tomada de decisão. (PARTIDÁRIO, 2015)

A AAE demonstrou-se mais eficaz que o modelo AIA para a gestão de recursos hídricos (VASCONCELOS, 2013). A Tabela 2 demonstra a compatibilidade da metodologia AAE dentro dos princípios da Lei de Águas (Lei 9.433/97). Por se tratar

de uma ferramenta capaz de diagnosticar precocemente os potenciais problemas e conflitos de interesse, é o meio mais eficaz para controlar avanços desenfreados de exploração e desperdício (SOUZA e GHILARDI, 2016).

Tabela 2 - AAE e gestão de recursos hídricos

Princípios da Lei 9433/97	AAE	AAE na GRH
Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento	Avalia impactos cumulativos	Considerar os impactos cumulativos significa maior integração e sustentabilidade
Múltiplos usos	Avalia aspectos socioeconômicos e ambientais	Decisões mais sustentáveis em situação de conflito
Outorga e cobrança	Avalia aspectos socioeconômicos e ambientais, participação e transparência	Outorga e cobrança com maior sustentabilidade e justiça socioambiental
Gestão Descentralizada e participativa	Participação e transparência	Decisões e intervenções transparentes e participativas

Fonte: Vasconcelos (2013)

É possível compreender melhor a relação entre AIA e AAE mudando-se a forma como as causas dos problemas são abordadas. A metodologia da AAE é capaz de englobar os aspectos

estruturais, o “contexto de desenvolvimento”, sem abrir mão da aplicação da AIA nos projetos finais. A Fig. 4 ilustra essa analogia como uma árvore problema.



Figura 4 - A contribuição da AAE em processos de decisão complexos
 Fonte: Partidário (2012)

A AAE conduz a tomada de decisão para as alternativas mais sustentáveis possíveis nos âmbitos financeiro, cultural e social (PIZELLA e SOUZA, 2012). Segundo os autores, algumas das contribuições que o instrumento tem no planejamento hídrico são:

- Identificação de temas para o levantamento de informações sobre a Bacia;
- Sistematização das informações para a realização do diagnóstico ambiental;
- Levantamento de alternativas plausíveis para solucionar e minimizar os problemas em horizontes de curto, médio e longo prazos;
- Identificação de indicadores para o monitoramento de forma contínua.

Outra importância da AAE está ligada à sua capacidade incremental, isto é, de “construção da capacidade de governança ambiental a partir de mudanças incrementais em conscientização ambiental, mudanças institucionais e criação de arenas institucionais para aprendizagem social” (STOEGLEHNER, 2010). Essa definição aponta efeitos indiretos da AAE, como a melhor compreensão do ambiente e do próprio processo de AAE, e o favorecimento da transparência no processo de planejamento (MALVESTIO, 2013).

Contudo, a prática da AAE é desestruturada no país. De acordo com Tshibangu (2019), um dos principais problemas para a implantação da AAE no Brasil é a falta de regulação. Mesmo

assim, existe um número considerável de exemplos e estudos feitos no país, apesar da prática brasileira não ser consistente em termos de procedimentos e haver grande número de variação entre as etapas desenvolvidas em cada caso (MALVESTIO, 2013). Alguns dos fatores contextuais, que dificultam a estruturação da AAE, e recorrentes na literatura são (adaptado de TSHIBANGU, 2019):

- A falta de guias e legislações para AAE no Brasil;
- Forte influência da cultura de licenciamento;
- Aplicação majoritariamente em grandes obras;
- Falta de estudos nos campos sociais e ambientais;
- Intervenção de atores políticos, atuantes no momento de tomada de decisão.

Apesar das dificuldades, a aplicação da AAE mostra-se ainda mais necessária no contexto brasileiro. Na ausência de marco regulatório de AAE no país, Sánchez (2008) destaca o uso da AAE como articulação vertical entre os níveis de planejamento, contribuindo para o desenvolvimento sustentável. Um dos caminhos para sua aplicação é baseando-se nas metodologias já consolidadas por órgãos internacionais, como a Comissão Econômica Europeia (CEE), que em 1990 recomendou sete etapas básicas a serem cumpridas por qualquer processo de AAE (EGLER, 2010). A Tabela 3 foi construída com base em etapas mínimas recorrentes e enunciadas por Egler (2010), Lemos (2011) e Partidário (2012), consideradas aqui como boas práticas.

Tabela 3 - Etapas mínimas da Avaliação Ambiental Estratégica

Ordem	Etapa	Descrição	Participação Pública
0	Pré-processual	Definir e concordar claramente com o que é o objeto da avaliação, indicando as prioridades de desenvolvimento	Não ocorre
1	Screening	Definição da necessidade da AAE e do nível de detalhamento	Não ocorre
2	Scoping	Identificar as alternativas relevantes e as forças que conduzem ou restringem o desenvolvimento, sejam internas (conhecimento técnico) ou externas (economia, população, tecnologia disponível)	***
3	Questões ambientais e estratégicas	Descrição e identificação das questões ambientais e macropolíticas estratégicas, acolhendo os objetivos ambientais e de sustentabilidade com a definição de metas e orientações políticas para a direção estratégica definida	*
4	Avaliação de impactos e Fatores Críticos	Identificar, prever e avaliar os impactos e suas significâncias. Construção de Fatores Críticos holísticos e focados, em número razoável para o estudo (não mais que sete, por recomendação)	*
5	Opções estratégicas e medidas de mitigação	Descrição das medidas de mitigação ou compensatórias, além da criação da rede inter relacionada de instituições e organizações, incluindo as organizações deliberativas de cidadãos.	**
6	Relatório / Documentação	Elaborada em tempo hábil em níveis de detalhe e profundidade necessários, além de recomendações da avaliação de possíveis futuros dos valores biofísicos, sociais e culturais desejados, do ponto de vista da sustentabilidade	***
7	Análise pós-decisão e Monitoramento	Em contextos de grande incerteza, a observação empírica tem papel importante na verificação de pressupostos (PARTIDÁRIO, 2012). Mudanças estratégicas e de contexto podem ocorrer e devem ser analisadas	**

Legenda: Participação Pública - *** = muito relevante; ** = relevante; * = pouco relevante.

Fontes: elaborado pelo autor, baseado em EGLER (2010), LEMOS (2011) e PARTIDÁRIO (2012)

3 METODOLOGIA

A pesquisa bibliográfica apresentada focou em identificar alguns fatores críticos sobre a questão de segurança hídrica no país e no levantamento de referências de boas práticas de AAE para analisar a adequação do PNSH. A metodologia aplicada é baseada no referencial de análise proposto por Partidário (2012), constituída por um quadro de verificação de dez pontos para um pensamento estratégico bem-sucedido. O uso deste quadro ajuda a identificar se os fatores críticos que rodeiam o tema da Segurança Hídrica foram bem atendidos no PNSH, de modo que resultados positivos indicariam se a metodologia do Plano está de acordo com a metodologia estratégica da AAE. Na Tabela 4, as três primeiras colunas representam o método de verificação, enquanto a quarta e última representa os resultados obtidos pelo autor. O modelo foi escolhido por ser um roteiro de análise, garantindo que os aspectos principais da AAE sejam considerados. O estudo documental considerou o PNSH disponibilizado virtualmente na plataforma da ANA, em 116 páginas com 5 seções principais.

A análise tem como foco, também, identificar a qualidade e a relevância das diretrizes propostas no PNSH. Assim como Vieira et al. (2019), que focaram em analisar o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de São Paulo (PGIRS), o referencial de análise de Partidário mostra-se eficiente para estudar a qualidade da PPP (o PNSH) sob a perspectiva da AAE. Em seguida, levantam-se desafios e melhorias encontradas para futuros planejamentos estratégicos na área de segurança hídrica, considerando os aspectos levantados na revisão bibliográfica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da análise documental feita no Plano Nacional de Segurança Hídrica, com base nos Dez Pontos de Verificação de Partidário (2012), são apresentados na Tabela 4. Em seguida, são levantados pontos que merecem destaque na discussão de segurança hídrica sob a perspectiva da Avaliação Ambiental Estratégica.

Tabela 4 - Resultados do pensamento estratégico presente no PNSH

Parâmetro de avaliação	Pergunta-chave	Recomendações e Boas práticas	PNSH
1. Objeto da avaliação	O que foi avaliado?	Cenários e/ou opções estratégicas	Assegurar ao Brasil um planejamento integrado e consistente de infraestrutura hídrica com natureza estratégica e relevância regional, até o horizonte de 2035, para redução dos impactos de eventos extremos
2. Início da AAE	Em que fase se iniciou a AAE?	A AAE deve ser aplicada durante todo o desenvolvimento do plano	Não se aplica ao PNSH
3. Interatividade	Qual foi o grau de integração e de retorno entre as atividades de avaliação e planejamento?	Alto grau de interação entre atividades e planejamento	Como não houve aplicação da AAE na construção do PNSH, não houve interatividade no conceito de Partidário. Porém, o Plano possui boa base de estudos e dados.
4. Quadro problema	Foram identificados problemas?	Mapeamento curto e definido de diagnósticos preliminares	Os conceitos de segurança hídrica no PNSH foram organizados em quatro dimensões: Humana, Econômica, Ecosistêmica e de Resiliência. Tais indicadores, essencialmente integrados, refletem o pensamento estratégico proposto pela AAE, mostrando-se diretos e abrangentes como recomendado para Fatores Críticos.
5. Quadro de governança	Foi estabelecido um quadro de governança?	Deve existir responsabilidade e cooperação institucional com o envolvimento de agentes interessados. Para isso, deve-se criar uma rede de instituições, organizações e painéis de cidadãos, garantindo a transparência, eficiência e liderança para o desenvolvimento efetivo do planejamento	A autoria do PNSH pela ANA, consequentemente ligada ao SINGREH, e pelo MDR garante certa representatividade governamental. Contudo, o Plano não apresentou discussões com atores sociais importantes como povos nativos e pequenos produtores agrícolas
6. Quadro de Referência Estratégica	Como foi estabelecido e usado o QRE?	Até 30 referências com objetivos e metas políticas ambientais	O quadro de referência do PNSH é baseado no SNIRH e nos estudos da ANA, garantindo que seus objetivos estão de acordo com as metas políticas destas instituições. Porém, não são apresentadas metas políticas de diminuição da demanda hídrica ou relacionadas às mudanças climáticas.
7. Quadro de avaliação dos Fatores Críticos	O quadro de avaliação dos FCD foi bem definido?	Holístico e integrado com poucos, porém críticos FCD (até cinco)	Dentro de cada Dimensão Estratégica, foram definidos indicadores qualitativos e quantitativos de disponibilidade hídrica, totalizando dez fatores críticos. Apesar de ser o dobro do recomendado, a abrangência do PNSH justifica o número de fatores, uma vez que o ISH é resultado da integração de todos eles.
8. Opções estratégicas	Foram avaliadas opções estratégicas?	Oportunidades e riscos das opções para as estratégias relevantes	Todas as Intervenções propostas no PNSH possuem fichas-resumo e termos de referência com o detalhamento e justificativas de cada ação. A documentação auxiliar utilizada é indicada na base de dados do PSH, porém sua análise mais detalhada, para identificar se as oportunidades e riscos foram considerados, não foi contemplada na proposta desta pesquisa.
9. Participação	Qual foi o grau de participação pública?	Elevado grau de participação com envolvimento ativo	Tanto a Lei 9.433/97 como o Comitê de Bacias Hidrográficas (SINGREH) exigem a participação pública nos processos decisórios. Contudo, Castro (2021) observou que não houve um diálogo ativo com a sociedade na elaboração do PNSH.
10. Diretrizes para o planejamento, gestão e monitorização	Existem diretrizes de seguimento?	Devem incluir até 20 indicadores de monitorização	O Plano publica boletins anuais de acompanhamento das intervenções indicando a percentagem atual de conclusão. Não existem, porém, perspectivas de atualização do ISH ou das intervenções, dificultando a retroalimentação do Plano.

Fonte: Adaptado de Partidário (2012).

O Plano utilizou as ottobacias, que são subdivisões das bacias hidrográficas em partes menores de elevado detalhe, com metodologia desenvolvida pela ANA e baseada no método de codificação de Otto Pfastetter (2002). Na análise espacial das áreas críticas, foram identificados agrupamentos de bacias, dando origem

às Unidades Territoriais de Análise (UTAs), onde foram estudadas cada intervenção disponível. A Análise Integrada contemplou as abordagens qualitativa, quantitativa e complementar das intervenções propostas, e as classificou entre cinco tipologias diferentes. A Fig. 5 exemplifica o fluxograma de decisão.

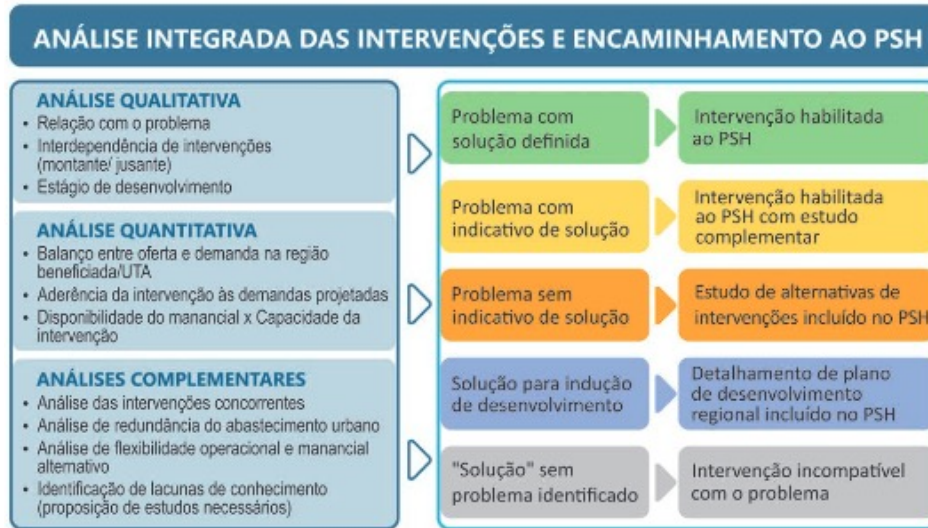


Figura 5 - Análise e encaminhamento das intervenções
 Fonte: PNSH (2019)

O ISH, construído com base em um inventário de estudos, é estruturado em quatro dimensões: Humana, Econômica, Ecológica e de Resiliência. Essa estrutura está de acordo com o recomendado pelo processo da AAE, sendo um mapeamento direto de diagnósticos. Cada uma das dimensões é formada por atributos mensuráveis, de 1 a 5, e ponderados por atribuição de pesos, de forma a normalizar em um único número de Índice de Segurança Hídrica. As variáveis e indicadores que compõem o ISH derivam, na sua maioria, da base de dados do Sistema Nacional de Informações em Recursos Hídricos (SNIRH) e de estudos da ANA. Ainda que a base de dados seja acessível ao público, as discussões provenientes da equipe de pesquisa, o chamado Inventário de EPPOs, são de difícil acesso.

Apesar da boa estruturação metodológica, as soluções propostas não atendem todos os conceitos incluídos no tema da segurança hídrica, como por exemplo a “preservação de ecossistemas e da água em benefício da natureza e das pessoas” definida no próprio Plano (PNSH, 2019, p. 3). A construção de fatores críticos sugere que a insegurança hídrica pode ser solucionada apenas por obras de infraestrutura (abastecimento e distribuição) e resiliência a eventos extremos, ignorando parte dos ciclos naturais dos recursos hídricos. Em sua descrição de problemas, o Plano reconhece que o ciclo hidrológico está ligado diretamente às mudanças de temperatura na atmosfera e ao balanço de radiação, não considerando, contudo, as ações humanas na exploração de recursos e emissões de poluentes no ar, solo e água.

A avaliação de impacto das mudanças climáticas pode ser feita de duas formas: com base em modelos climáticos globais (MCG), que busca prever consequências do atual sistema produtivo nos padrões de precipitação, ou com base nos registros históricos e mudanças hidrológicas já observadas. Sobre esta decisão, o PNSH traz:

" Com relação ao primeiro tipo de informação, é importante ressaltar que o nível de incerteza entre os diferentes modelos nos primeiros anos da projeção (por exemplo até 2035) é alto, de modo que para horizontes de planejamento não muito longos, como o do PNSH, é difícil obter algum sinal de mudança convergente que possibilite internalizar tal comportamento no planejamento." (PNSH, 2019)

Apesar do horizonte de médio prazo definido no Plano, 2035, não se justifica a desconsideração de resultados encontrados por modelagens. Políticas públicas de mitigação das mudanças climáticas, recuperação de florestas e diminuição na emissão de GEE já são prioridades em diversos países, como nas novas políticas ambientais dos EUA e no Green Deal Europeu. O PNSH considera "eventuais mudanças climáticas" apenas implicitamente nos seus indicadores críticos, sendo que o recomendado pela AAE seria um enfoque dedicado às ações humanas, com um direcionamento para tecnologias de produção mais sustentáveis.

Por ser um problema complexo, a segurança hídrica envolve as diversas funções da água e, conseqüentemente, das diferentes opiniões sobre sua qualidade e disponibilidade. A importância da participação pública é indicada na Tabela 3, além de ser assegurada pela Lei de Águas. Observa-se, porém, que o PNSH não foi objeto de apreciação da sociedade. A análise de atas de reuniões, entre 2012 e 2019, dos Comitês de Bacias mostra que o Plano é pouco mencionado e muito menos debatido de forma ampla (CAS-

TRO, 2021). Com isso, a divergência de opiniões das partes interessadas foi pouco explorada no processo construtivo (*scoping*), além do baixo resultado em aprendizagem social previsto pelo modelo da AAE.

O investimento total previsto no PNSH é de R\$ 27,4 bilhões até 2035, sendo 98,2% deste valor destinado ao componente obras. Deste montante, representado por 99 obras para abastecimento de água, a maior parte está destinada à região Nordeste, onde grande parte localiza-se na bacia hidrográfica do Rio São Francisco. O Plano reconhece que esses projetos devem ser avaliados com muito cuidado, pois a região possui baixos índices de segurança e a construção de canais e adutoras para abastecimento de polos de agricultura irrigada pode agravar os impactos ambientais e piorar o cenário da região.

Por mais que a ANA tenha autonomia legal para cumprir sua missão institucional, sua recente mudança para o Ministério do Desenvolvimento Regional (saindo do Ministério do Meio Ambiente em 2018) pode ter influenciado nas tomadas de decisão (CASTRO, 2021). O Plano busca investir nas atividades agrícolas irrigadas mesmo nas regiões onde estas práticas não são recomendadas (como no Nordeste) e não considera como prioridade estratégica as comunidades de pequenos agricultores, ribeirinhos e quilombolas das regiões de menor segurança hídrica.

O Plano não indica diretrizes governamentais claras para o gerenciamento dos recursos hídricos, o que aumentaria a capacidade incremental de educação prevista pelos instrumentos da AAE (STOEGLEHNER, 2010). A segurança hídrica precisa ser promovida tanto pela oferta (intervenções do Plano) como pela demanda, com o aumento da eficiência de uso pelo incentivo e educação dos agricultores no uso de tecnologias mais eficientes; pela cobrança da água bruta captada pelos irrigantes; pelo incentivo econô-

mico do não desperdício; pela redução de perdas nos sistemas de distribuição urbanos; ou pelo incentivo ao reúso de água e mitigação das mudanças climáticas.

Recentemente, o Planejamento Estratégico do MDR incorporou as análises de ISH na apresentação de propostas do Programa 221 - Recursos Hídricos, demonstrando um encadeamento de responsabilidades previsto na metodologia da AAE. Em conjunto, a Secretaria Nacional de Segurança Hídrica divulgou o Manual para Apresentação de Propostas aos Programas, apresentando os fundamentos do PNSH no Plano Plurianual (PPA) 2020-2023. Esse conjunto de ações indica uma absorção dos conceitos ambientais discutidos no PNSH pelos órgãos públicos; contudo, devido às brechas teóricas observadas, a AAE mostra-se como auxiliar para evitar que questões ambientais complexas e conflitos de interesse sejam ignorados nas políticas públicas futuras.

5 CONCLUSÃO

O PNSH possui uma abrangência territorial grande e elevado grau de complexidade. O gerenciamento sustentável dos recursos hídricos torna-se cada vez mais necessário à medida que as fontes de água se tornam mais escassas e disputadas. Logo, esse gerenciamento deve garantir a eficiência dos usos da água e, principalmente, a preservação dos ecossistemas.

Reconhece-se, portanto, que a complexidade da questão hídrica dificulta a existência de uma metodologia consolidada e amplamente aceita de gerenciamento, algo que o procedimento sistemático e contínuo da AAE poderia agregar melhores resultados na busca por soluções e na tomada de decisão.

Uma maior participação pública, garantida pela AAE, na elaboração do PNSH, poderia ter contribuído, por exemplo, para evitar o reducionis-

mo das alternativas, contribuindo com decisões estratégicas mais abrangentes e aumentando a credibilidade do planejamento federal frente ao tema da segurança hídrica.

A descentralização do poder, combinada com a centralização de diretrizes e a democratização dos órgãos do SINGREH, pode significar um marco nas experiências de participação da sociedade na formulação, implantação e avaliação de políticas públicas no Brasil.

Assim, recomenda-se que a AAE seja utilizada no planejamento e na gestão de recursos hídricos e nas revisões posteriores do PNSH. Sua utilização poderá ainda contribuir na cooperação institucional e na rede de organizações e instituições, garantindo a transparência dos processos de planejamento.

6 AGRADECIMENTOS

À Graduação em Engenharia Civil, todo o corpo docente da FECFAU - Unicamp e, principalmente, aos colegas que fiz no caminho. Um agradecimento especial à banca examinadora do trabalho que deu origem a este artigo, Profa. Dra. Anne Caroline Malvestio e Prof. Dr. José Gilberto Dalfré Filho, que deram válidas contribuições para este produto.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

ANDRADE, A. L.; SANTOS, M. A. Hydroelectric plants environmental viability: Strategic environmental assessment application in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1413–1423. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.152>

BRASIL. Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA). **Avaliação dos recursos hídricos subterrâneos e proposição de modelo de gestão compartilhada para os aquíferos da Chapada do Apodi, entre os estados do Rio Grande do Norte e Ceará**. Brasília: ANA; 2010.

- BRASIL. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). **Plano de gestão participativa dos aquíferos da bacia Potiguar, estado do Ceará**. Fortaleza: COGERH; 2009.
- BRASIL. Ministério da Saúde (MS). **Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília: MS; 2004.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, Ministério do Desenvolvimento Regional. **Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Brasília, 2019.
- CAMPOS, V. N. G.; FRACALANZA, A. P. Governança de águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 2, p. 365-382, jul/dez. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2010000200010>
- CASTRO, CÉSAR NUNES DE. **Plano Nacional de Segurança Hídrica, problemas complexos e participação social**. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade de Brasília, 2021, 298 p.
- CASTRO, J. E. **La privatización de los servicios de agua y saneamiento en América Latina**. Nueva Sociedad, n. 207, p. 93-112, 2007. ISSN: 0251-3552
- EGLER, P. C. G. **Perspectiva de uso no Brasil do processo de Avaliação Ambiental Estratégica**. 2010. Disponível em: <http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/viewFile/166/160>. Acesso em: 27/04/2021.
- FERREIRA, M. J. M.; VIANA Jr, M. M.; PONTES, A. G. V.; GADELHA, D. Gestão e uso dos recursos hídricos e a expansão do agronegócio: água pra quê e para quem? **Ciência e Saúde Coletiva**. 2016. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/csc/a/WX9qtPggr66t3ZwtbZYSRvy/?lang=pt>> Acesso em: 10/05/2021. <https://doi.org/10.1590/1413-81232015213.21012015>
- FIGUEIREDO, L. M. M. **O Papel do Plano Nacional de Segurança Hídrica: a universalização do acesso a água no país, principalmente no Nordeste e Ceará**. Dissertação (Mestrado), Escola de Administração de Empresas de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, 2020. <https://hdl.handle.net/10438/29991>
- GAMA, A. F.; OLIVEIRA, A. H. B.; CAVALCANTE, R. M. **Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense**. Instituto de Ciências do Mar. Universidade Federal do Ceará. 2013. Disponível em: < <http://quimicanova.sq.org.br>>. Acesso em: 18/04/2021. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422013000300017>
- LEMO, C. C.; SOUZA, M. P. Avaliação Ambiental Estratégica para Gestão Municipal do Turismo: um estudo do município de Bueno Brandão, MG. **Turismo em análise**, v. 21, n. 3. 2011. <https://doi.org/10.11606/issn.1984-4867.v21i3p621-643>
- MALVESTIO, A. C. **Análise da efetividade da Avaliação Ambiental Estratégica como instrumento de política ambiental no Brasil**. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2013. <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-10092013-101337/>
- MALVESTIO, A. C.; MONTAÑO, M. From medicine to poison: how flexible strategic environmental assessment may be? Lessons from a non-regulated SEA system. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 37, n. 5. 2019. <https://doi.org/10.1080/14615517.2019.1574390>
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. **Revista GeoUSP Espaço e Tempo**. V. 19, n. 3. 2015. Disponível em: <[HTTP://www.revistas.usp.br/geousp/article/view/100879](http://www.revistas.usp.br/geousp/article/view/100879)>. Acesso em: 21/05/2021.
- MILARÉ, E. Direito do ambiente. 9ª ed. São Paulo: **Revista dos Tribunais**, 2014. Disponível em:http://biblioteca2.senado.gov.br:8991/F/?func=itemglobal&doc_library=SEN01&doc_number=001006852. Acesso em: 18/03/2021
- MORAIS, J. L. M.; FADUL, E.; CERQUEIRA, L. S. **Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos Estados do Nordeste do Brasil**. REAd, Porto Alegre. v. 24, n. 1. 2018. <https://doi.org/10.1590/1413-2311.187.67528>
- NOBRE, A. D. **O futuro climático da Amazônia**. São José dos Campos: ARA/INPE/INPA. 2014. Disponível em: <www.ccst.inpe.br/wp-content/uploads/2014/11/Futuro-Climatico-da-Amazonia.pdf>. Acesso em: 20/03/2021
- OPERMANN, P. A.; MONTAÑO, M. **A Avaliação Ambiental Estratégica como ferramenta pormotora do encadeamento na Política Estadual de Mudanças Climáticas do estado de São Paulo (PEMC)**. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. 2017. <https://doi.org/10.11606/T.18.2017.tde-13112017-110728>
- PARTIDÁRIO, M. R. **Guia de melhores práticas para Avaliação Ambiental Estratégica: orientações metodológicas para um pensamento estratégico em AAE**. Agência Portuguesa do Ambiente. v.1. n. 1. Lisboa, 2012.
- PARTIDÁRIO, M. R. A strategic advocacy role in SEA for sustainability. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 17, n. 1. 2015. <https://doi.org/10.1142/S1464333215500155>
- PIZELLA, D. G.; SOUSA, M. P. **Avaliação Ambiental Estratégica de Planos de Bacias Hidrográficas**. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA). Itirapina. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300007>
- PONTES, A. G. V.; GADELHA, D.; FREITAS, B. M. C.; RIGOTTO, R. M.; FERREIRA, M. J. M. Os perímetros irrigados como estratégia geopolítica para o desenvolvimento do semiárido e suas implicações à saúde, ao trabalho e ao ambiente. **Ciência e Saúde Coletiva**. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232013001100012>
- RIBEIRO, S. L. **Considerações iniciais sobre a segurança hídrica do Brasil**. Secretaria da Educação do Estado de São Paulo.

RBED, v. 4, n 1, 1 Jan. 2017. <https://doi.org/10.26792/rbed.v4n1.2017.70306>

SANCHEZ, L. E.; SILVA-SÁNCHEZ, S. S. Tiering strategic environmental assessment and project environmental impact assessment in highway planning in São Paulo, Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 28, n. 7, p. 515–522, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.02.001>

SANTOS, S. M.; SOUZA, M. P. Análise das contribuições potenciais da Avaliação Ambiental Estratégica ao Plano Energético Brasileiro. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 16, n. 4. Out 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400008>

SANTOS, S. M.; SOUZA, M. P.; BIRCOL, G. A. C.; UENO, H. M. Planos de Bacia e seus desafios: o caso da Bacia Hidrográfica do Alto Tiete – SP. **Ambiente & Sociedade**. V. 23, Jan 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170234r2vu2020L1A0>

SILVA, H. V. O.; PIRES, S. H. M.; OBERLING, D. F.; ROVERE, E. L. L. Key recent experiences in the application of SEA in Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 16, n. 2, 2014. <https://doi.org/10.1142/S1464333214500094>

SOUZA, M. C. S. A.; GHILARDI, H. T. A Avaliação Ambiental Estratégica no planejamento da gestão de recursos hídricos: uma necessidade para o equilíbrio do meio ambiente. **Revista de Direito Ambiental e Socioambientalismo**. v. 2, n. 1. Brasília. 2016.

<http://dx.doi.org/10.26668/IndexLawJournals/2525-9628/2016.v2i1.1057>

TETLOW, M. F.; HANUSCH, M. Strategic environmental assessment: The state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, Vol. 30, 15–24. 2012. <https://doi.org/10.1080/14615517.2012.666400>

TSHIBANGU, G. M. **Intervening Aspects on the influence of Strategic Environmental Assessment of the development of Plans and Programs in Brazil**. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2019. <https://doi.org/10.11606/T.18.2020.tde-09032020-100422>

VASCONCELOS, M. E. G. Avaliação ambiental estratégica para a gestão integrada e participativa dos recursos hídricos. In: LIRA, WS., and CÂNDIDO, GA., orgs. **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa**. Campina Grande: EDUEPB, 2013. ISBN:9788578791414

VIEIRA, B. M. **Cantareira opera com volume menor do que o registrado antes da crise hídrica, e especialistas temem nova seca**. G1 São Paulo. 02 Mar 2021. Disponível em: < <https://g1.globo.com/sp/sao-paulo/noticia/2021/03/02/cantareira-opera-com-volume-menor-do-que-o-registrado-antes-da-crise-hidrica-e-especialistas-temem-nova-seca-sabesp-diz-que-nao-ha-risco-de-desabastecimento.ghtml>>. Acesso em: 10/03/2021.

Análise da presença de metais pesados da área do antigo lixão do Timbuba/Pau-Deitado em São José de Ribamar/MA

Analysis of the presence of heavy metals in the area of the former dumping ground of Timbuba/Pau-Deitado in São José de Ribamar/MA


• **Data de entrada:**
20/09/2022

• **Data de aprovação:**
28/02/2023

Jeferson Botelho Rodrigues^{1*} | Adeildo Cabral da Silva¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.010>

ORCID ID

Rodrigues JB  <https://orcid.org/0000-0001-6371-7912>

Silva AC  <https://orcid.org/0000-0002-5433-6437>

Resumo

As propriedades e características químicas, físicas e biológicas que compõem o meio ambiente, quando sofrem alterações e modificações em seu estado natural, podem gerar impactos negativos à fauna, flora, aos corpos hídricos e demais recursos ambientais. Os lixões são caracterizados e definidos como áreas e locais em que os resíduos sólidos urbanos, industriais, orgânicos, dentre outras classificações, são depositados diretamente sobre a camada da superfície do solo sem qualquer forma de controle e gerenciamento ambiental. O processo metodológico para elaboração desse artigo partiu do Manual de Áreas Contaminadas, que foi elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo e possui 04 etapas para detectar áreas contaminadas; elas são: Definição da área de interesse, Identificação de áreas potencialmente contaminadas, Avaliação preliminar e Avaliação Confirmatória. Por meio da análise da qualidade do solo, notou-se que em todos os pontos analisados houve a presença de metais pesados em desconformidade com a legislação Resolução CONAMA nº 420/2009, assim tornando a área potencialmente contaminada. Por conseguinte, conclui-se que a poluição e contaminação do solo estão associadas à existência do Lixão do Timbuba/Pau-Deitado, visto que na área ainda ocorre processo de decomposição de resíduos sólidos, o que ocasiona o surgimento do chorume que, infiltrado no solo, altera as propriedades naturais e intensifica a limitação dos recursos.

Palavras-chave: Qualidade do solo. Metais pesados. Lixão.

Abstract

The chemical, physical and biological properties and characteristics that make up the environment, when they undergo alterations and modifications in their natural state, can generate negative impacts on fauna, flora, water bodies and other environmental resources. Dumps are characterized and defined as areas and places where urban, industrial, organic solid waste, among other classifications, are deposited directly on the surface layer of the soil without any form of environmental control and management. The methodological process for the elaboration of this article, started from the Contaminated Areas Manual that was prepared by the Environmental Company of the State of São Paulo that has 04 steps to detect contaminated areas, they are: Definition of the area of interest,

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

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

Identification of areas potentially contaminated, Preliminary Assessment and Confirmatory Assessment. Through the analysis of the quality of the soil it was noticed that in all the analyzed points there was the presence of heavy metals in disagreement with the legislation CONAMA Resolution nº 420/2009, thus making the area potentially contaminated. Therefore, it is concluded that soil pollution and contamination is associated with the existence of the Timbuba/Pau-Deitado Dump, since in the area there is still a process of decomposition of solid waste, which causes the emergence of leachate that is infiltrated in the soil, altering the natural properties and intensifying the limitation of resources.

Keywords: Soil Quality. Heavy Metals. Dumping Ground.

1 INTRODUÇÃO

As propriedades e características químicas, físicas e biológicas que compõem o meio ambiente, quando sofrem alterações e modificações em seu estado natural, podem gerar impactos negativos à fauna, flora, aos corpos hídricos e demais recursos ambientais, além de ocasionar desequilíbrio nas atividades socioeconômicas, visto que os aspectos citados acima são fundamentais para o desenvolvimento e o bem-estar da coletividade.

Os lixões são caracterizados e definidos como áreas e locais em que os resíduos sólidos urbanos, industriais, orgânicos, dentre outras classificações, são depositados diretamente sobre a camada da superfície do solo sem qualquer forma de controle e gerenciamento ambiental. Tal prática é considerada irregular, visto que acarreta problemas ambientais como poluição, contaminação e vulnerabilidade dos recursos naturais (RAMOS, et al., 2017).

Atualmente, um dos maiores problemas e desafios que são enfrentados pelas cidades brasileiras está relacionado com a geração, coleta e destinação dos resíduos sólidos, seja de origem urbana ou rural. Essa problemática aumenta com o crescimento populacional desordenado e pelo alto índice de consumo de bens industrializados sem qualquer racionalização e conhe-

cimento de educação ambiental (CARRILHO; CÂNDIDO; SOUZA, 2018).

Os resíduos que são depositados nas áreas inapropriadas, conhecidas como lixões, possuem em suas características físicas e químicas alguns elementos tóxicos, como cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni) e mercúrio (Hg). Os materiais que contêm alguns dos elementos químicos citados anteriormente são pilhas, baterias, lâmpadas, produtos farmacêuticos, dentre outros; ambos são considerados indicativos da poluição dos corpos hídricos superficiais ou subterrâneos e dos solos, uma vez que liberam toxinas específicas por meio da decomposição da matéria (OLIVEIRA et al., 2016).

A comunidade do povoado Timbuba, localizada ao Noroeste de São José de Ribamar, pode ser considerada vulnerável social e ambientalmente ainda mais por situar-se próxima à uma área inapropriada onde foi depósito de resíduos sólidos urbanos durante anos. O lixão, quando ativado, abrangia uma área de aproximadamente nove hectares, possuindo um terreno de difícil acesso, que recebia os resíduos domiciliares de todos os bairros de São José de Ribamar/MA, até mesmo rejeitos de origem hospitalar que necessitam de uma segregação específica para sua destinação final.

Este artigo tem como objetivo principal apresentar a qualidade do solo da área do antigo Lição do Timbuba/Pau-Deitado e comparar com os Valores Máximos Permitidos pela CONAMA nº420/2009.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

2.1 Gerenciamento das Áreas Contaminadas

Para que os objetivos propostos nessa pesquisa fossem devidamente alcançados, a metodologia partiu do Manual de Áreas Contaminadas que foi elaborado pela Companhia Ambiental

do Estado de São Paulo (CETESB) publicado no ano de 2021. O Manual compõe técnicas que visam identificar áreas que possuem os atributos ambientais contaminados, como, principalmente, a água e o solo.

O manual dispõe de técnicas e métodos eficazes na avaliação de áreas degradadas e contaminadas que já foram comprovados cientificamente. Nessa pesquisa foram utilizadas especialmente 04 (quatro) fases que são utilizadas no processo de identificação de áreas contaminadas (ACs), como mostra a Fig. 1 abaixo.

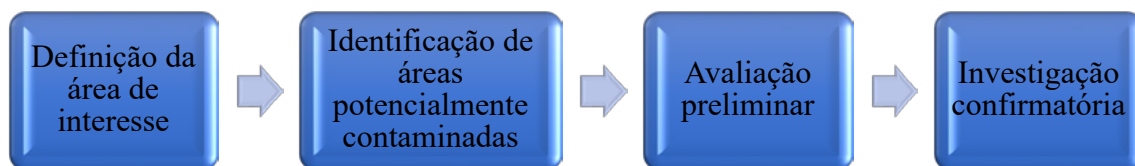


Figura 1 - Etapas do processo metodológico
Fonte: CETESB (2021)

As técnicas metodológicas que foram utilizadas para atingir os objetivos dessa pesquisa serão oriundas de investigação *in loco*, conhecida também como pesquisa de teor exploratória, que se dá por meio de reconhecimento da área, levantamento dos aspectos ambientais e demais informações coletadas no campo da área de estudo.

De acordo com o Manual, a definição da área de interesse se dá por meio de algum fator antrópico existente que esteja interferindo na qualidade ambiental. Em seguida, a definição da área possivelmente contaminada é realizada por meio de caracterização da área, delimitando-a e realizando investigação preliminar (se há presença de vetores, biodindicadores de poluição ou con-

taminação) e, logo após, verificando se a atividade consta na Lista de Atividades Comerciais e Industriais potencialmente contaminadoras ao solo e águas subterrâneas da CETESB.

Na quarta e última etapa, onde é feita a avaliação inicial e investigação confirmatória, foi desenvolvida a etapa do gerenciamento das áreas contaminadas, ou seja, onde foram realizadas investigações e estudos com o objetivo de comprovar a existência da contaminação das áreas por meio de análises ambientais, como, análise da qualidade da água e análise da qualidade do solo e do ar. Abaixo nas Figs. 2A e 2B é possível verificar a área de estudo e o a realização da coleta de solo, respectivamente.



Figuras 2A e 2B - Área de estudo e coleta da amostra de solo

2.2 Caracterização da Área de Estudo (Definição da Área de Interesse e Identificação da Área Potencialmente Contaminada)

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2021), o município de São José de Ribamar obteve a sua emancipação em 24 de setembro do ano de 1952. O município está devidamente localizado no estado do Maranhão, compõe os municípios da Região Metropolitana da Ilha de São Luís e fica a 30 quilômetros da capital maranhense.

Sua área territorial corresponde a 180.363km², com uma população estimada em 180.345 ha-

bitantes (IBGE, 2021). Referente a densidade demográfica, o município tem 419,82 habitantes/km² (IBGE, 2010), com um PIB de R\$12.007,36 (IBGE, 2019). Devido ao fato de o município estar localizado no Golfão Maranhense, a sua hidrografia é formada pelas águas das baías de São Marcos e São José.

Abaixo, na Fig. 3, tem-se o mapa de localização do município de São José de Ribamar, situado no estado do Maranhão. E, em seguida, na Fig. 4, apresenta-se o perímetro da área estudada, sendo conhecida como o antigo Lixão do Timbuba/Pau-Deitado, situado no referido município.

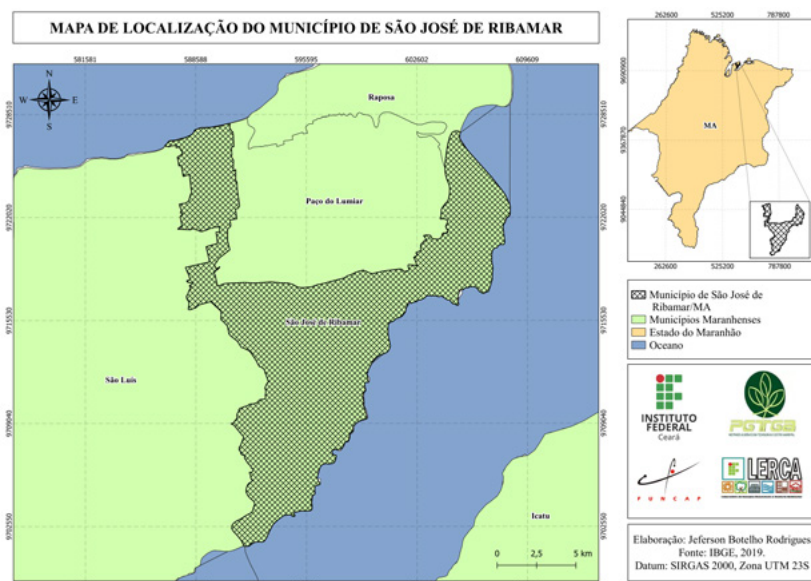


Figura 3 - Mapa de localização de São José de Ribamar (Área de Interesse)

Logo, tem-se os dois itens do Manual de Áreas Contaminadas devidamente atendidos, quando:

Área de Interesse: Município de São José de Ribamar e, logo, o Povoado Timbuba (Zona Rural);

Com a determinação da Área de Interesse, logo após tem-se:

Identificação da Área Potencialmente Contaminada: O Lixão do Timbuba/Pau-Deitado, que está localizado no Povoado Timbuba. Como mencionado, tal fato se dá porque a área recebeu elevadas quantidades de resíduos sólidos e, atualmente, não possui nenhum Plano de Recuperação da Área Degradada/Contaminada.

A comunidade do povoado Timbuba, que faz parte da Área de Interesse do estudo, está localizada na Zona Rural da região do município de São José de Ribamar, estado do Maranhão, sob as margens do Rio Paciência. O lixão (Área Potencialmente Contaminada) está localizado na cidade de São José de Ribamar, como mostra a Fig. 3 anteriormente exibida.

Abaixo, na Fig. 4, tem-se a localização/espacialização exata dos pontos de coleta para amostras da qualidade do solo que fazem parte do perímetro (área total) da área em que foi realizada essa pesquisa.

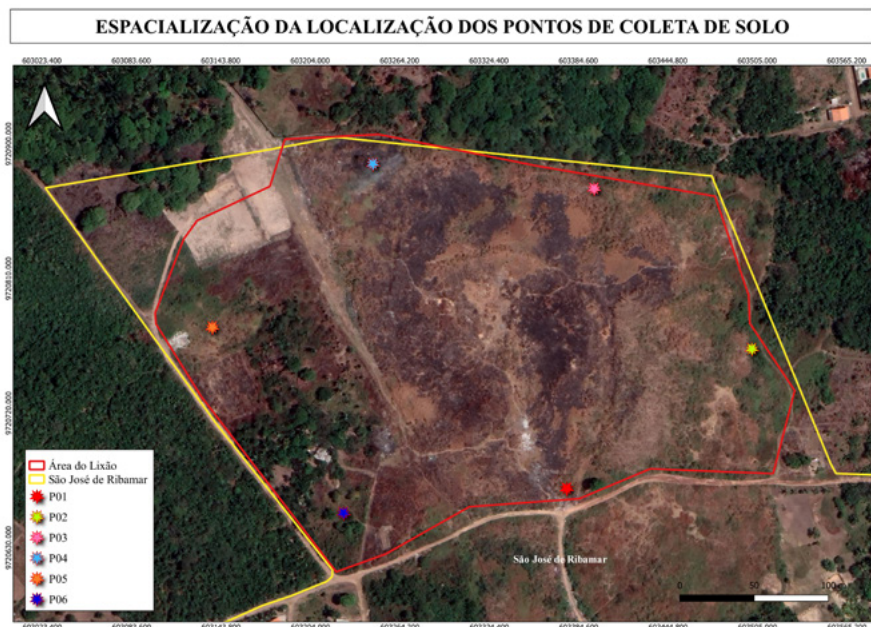


Figura 4 - Localização dos pontos de coleta de amostras de solo

Durante a coleta foram utilizados materiais como: trena, sacos estéreis, pás e enxada, e com o auxílio dos materiais foi possível realizar uma cava entre 0 a 40 centímetros dos pontos amostrais (MATOS, 2016). Em determinados pontos, realizou-se cava de até 30cm,

devido ao fato de a área possuir resíduos sólidos enterrados.

Na Tabela 1 logo abaixo tem-se a denominação dos pontos e em seguida as coordenadas geográficas de localização, ambas no formato de graus, minutos e segundos ($^{\circ}$ ' ")

Tabela 1 - Características dos pontos de coleta de solo

Denominação dos Pontos	Coordenadas Geográficas
P01	2°31'36.63"S 44° 4'12.44"O
P02	2°31'33.59"S 44° 4'8.41"O
P03	2°31'30.10"S 44° 4'11.85"O
P04	2°31'29.56"S 44° 4'16.67"O
P05	2°31'33.12"S 44° 4'20.17"O
P06	2°31'37.16"S 44° 4'17.31"O

2.3 Processamento das Amostras

2.3.1 Análise do Solo

As amostras de solo foram analisadas em relação aos principais parâmetros que estão dispostos na Tabela 2 e que podem ser consultados na Resolução CONAMA nº 420/2009. Além disso, foram feitas análises do grupo de macronutrientes das amostras de solo. As análises ocorreram no Laboratório de Química dos Solos da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA (Departamento de Engenharia Agrícola) e no Laboratório Cernitas, ambos localizados na cidade de São Luís/MA.

Tabela 2 - Parâmetros de análise do solo

Parâmetro	Unidade de Medida	Metodologia
Boro (B)	mg/kg	SMEWW 3030E 23ª edição
Cádmio (Cd)	mg/kg	SMEWW 3030E 23ª edição
Chumbo (Pb)	mg/kg	SMEWW 3030E 23ª edição
Cobre (Cu)	mg/kg	SMEWW 3500 Cu 23ª edição
Cromo (Cr)	mg/kg	SMEWW 3500 Cr B 23ª edição
Ferro (Fe)	mg/kg	USEPA 6010C ver.03:2007
Manganês (Mn)	mg/kg	USEPA 6010C ver.03:2007
Mercúrio (Hg)	mg/kg	IT 06-07.231
Níquel (Ni)	mg/kg	USEPA 6010 C
Zinco (Zn)	mg/kg	USEPA 6010C ver.03:2007

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Apresentação dos Resultados Analíticos - Metais Pesados

Quanto aos resultados analíticos referentes à presença de metais pesados no P01, P02, P03, P04, P05 e P06, os mesmos foram comparados principalmente com os valores máximos permi-

tidos (VMP) para solo de uso agrícola, visto que a população em torno desenvolve práticas de plantação para consumo próprio e comercialização. A Tabela 3 exibe os resultados referentes às análises dos resultados dos 10 (dez) parâmetros analisados.

Tabela 3 - Resultados das análises de solo do P01

Pb	189,5 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cr	129,5 mg/kg	VMP: 150 mg/kg
Mn	18,2 mg/kg	VMP: não há
Hg	21,4 mg/kg	VMP: 12 mg/kg
Zn	321,8 mg/kg	VMP: 450 mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

Como pode ser visto na Tabela acima, os metais pesados que apresentaram resultados acima do valor máximo permitido (VMP) pela CONAMA nº 420/2009 foram: Pb e Hg, com valores de 189,5 mg/kg e 21,4 mg/kg, respectivamente. Quanto à presença de Cr, Mn e Zn, obtiveram-se os seguintes resultados analíticos: 129,5 mg/kg, 18,2 mg/kg e 321,8 mg/kg, respectivamente, evidenciado que os referidos metais pesados estão acima dos valores máximos permitidos de prevenção.

Abaixo, na Tabela 4, tem-se os resultados de metais pesados encontrados no P02 da área estudada.

Tabela 4 - Resultados das análises de solo do P02

Cd	6,21 mg/kg	VMP: 3 mg/kg
Pb	77,4 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cu	109,2 mg/kg	VMP: 200 mg/kg
Cr	182,7 mg/kg	VMP: 150 mg/kg
Hg	9 mg/kg	VMP: 12mg/kg
Zn	481,6 mg/kg	VMP: 450mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

Verifica-se acima que foi identificada a presença de exatamente dois metais pesados acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA utilizada para base desse estudo. O Cd com

valor de 6,21 mg/kg e o Zn com resultado exato de 481,6 mg/kg, respectivamente.

Em seguida, na Tabela 5 são apresentados os resultados encontrados referentes ao terceiro ponto (P03) de análise do solo da área do Lixão do Timbuba/Pau-Deitado. Os metais pesados detectados, foram:

Tabela 5 - Resultados das análises de solo do P03

Pb	91,4 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cu	73,6 mg/kg	VMP: 200 mg/kg
Hg	17,8 mg/kg	VMP: 12 mg/kg
Zn	752,6 mg/kg	VMP: 450 mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

Nota-se acima que na amostra de solo do ponto 03 teve-se a presença de: Cd, Hg e Zn, com valores de: 4,69, 17,8 e 752,6, respectivamente. Em seguida foram realizadas análises dos metais pesados que estão presentes no quarto ponto (P04) e, junto a isso, os resultados analíticos encontrados estão dispostos na Tabela 6 abaixo, que exhibe, ainda, os Valores Máximos Permitidos.

Tabela 6 - Resultados das análises de solo do P04

Cd	3,1 mg/kg	VMP: 3 mg/kg
Pb	160,2 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cu	204,7 mg/kg	VMP: 200 mg/kg
Cr	141,1 mg/kg	VMP: 150 mg/kg
Hg	24,7 mg/kg	VMP: 12 mg/kg
Zn	486,8 mg/kg	VMP: 450 mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

O Cd, Cu, Hg e o Zn foram os metais pesados encontrados na amostra de solo do P04 que estiveram acima do VMP estabelecido pelo Anexo II da CONAMA nº 420/2009. Os valores 3,1 mg/kg, 204,7 mg/kg, 24,7 mg/kg e 486,8 mg/kg são referentes aos metais pesados encontrados, respectivamente. Quanto aos metais pesados Pb

e Cr, foram encontrados valores que determinam que eles estão acima do VMP de prevenção, como determina a Resolução CONAMA supracitada anteriormente.

Logo a seguir, na Tabela 7, tem-se os resultados que são referentes às análises da qualidade do solo do ponto 05 da área de estudo, bem como os valores que estão acima do que é permitido pela legislação vigente e os resultados que estão acima dos valores de prevenção.

Tabela 7 - Resultados das análises de solo do P05

Pb	100,9 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cu	103,32 mg/kg	VMP: 200 mg/kg
Cr	147,2 mg/kg	VMP: 150 mg/kg
Hg	20,1 mg/kg	VMP: 12 mg/kg
Ni	75,2 mg/kg	VMP: 70 mg/kg
Zn	310,3 mg/kg	VMP: 450 mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

Os resultados dos parâmetros Hg e Ni encontrados nas análises do ponto 05 estão em desconformidade com o estabelecido na Resolução CONAMA nº420/2009, uma vez que apresentaram os seguintes resultados: 20,1 mg/kg e 75,2 mg/kg, respectivamente. Consoante a isso, os parâmetros de Pb, Cu, Cr e Zn estiveram acima do limite permitido no que diz respeito aos valores de prevenção, apresentando os seguintes resultados: 100,9 mg/kg, 103,32 mg/kg, 147,2 mg/kg e 310,3 mg/kg, respectivamente.

Referente ao último ponto analisado (P06), encontrou-se a presença dos seguintes metais pesados apresentados na Tabela 8 abaixo. Ainda na referida Tabela estão dispostos também os valores máximos permitidos (VMP) que dizem respeito aos níveis de prevenção do solo.

Tabela 8 - Resultados das análises de solo do P06

Cd	7,3 mg/kg	VMP: 3 mg/kg
Pb	101,9 mg/kg	VMP: 180 mg/kg
Cu	224,7 mg/kg	VMP: 200 mg/kg
Cr	163,4 mg/kg	VMP: 150 mg/kg
Hg	10,5 mg/kg	VMP: 12 mg/kg
Ni	83,7 mg/kg	VMP: 70 mg/kg
Zn	521,2 mg/kg	VMP: 450 mg/kg

*VMP: Valor Máximo Permitido segundo a CONAMA nº 420/2009.

Os resultados referentes às análises do P06 evidenciam que há presença de Cd, Cu, Cr, Ni e Zn, devido ao fato de os valores estarem acima do permitido pela legislação (CONAMA nº 420/2009). Quanto aos demais parâmetros analisados de Pb e Hg, ambos apresentaram resultados que comprovam que os mesmos estão acima do VMP de prevenção, merecendo atenção quanto ao índice de componentes químicos no solo.

3.2 Discussão dos Resultados Analíticos - Metais Pesados

Cádmio

Referente à detecção da substância química Cd, verificou-se a presença desse metal em exatamente em quatro pontos (P02, P03, P04 e P06), sendo que seis foram analisados. No P02 teve-se o resultado de 6,21mg/kg; no P03, 4,69mg/kg. Já o P04 apresentou 3,1mg/kg de cádmio e, por último, no P06 constatou-se 7,3mg/kg do referido metal pesado. Já nos pontos P01 e P05 o cádmio não se apresentou acima do VMP de prevenção.

Segundo Carvalho et. al, (2017) a substância química ou metal pesado “Cádmio (Cd)” tem como uma das fontes principais de liberação a queima do lixo doméstico, visto que está presente na composição de pilhas e baterias de eletrônicos que são utilizados comumente pelos seres humanos, como celulares, pilhas de controles remotos e pilhas que são recarregáveis.

Em um estudo realizado por Rocha (2016), que teve como objetivo analisar a presença de Cd em uma área de lixão desativo em Buriticupu/MA, o autor descreve que dos 16 pontos amostrais que foram utilizados para análise do solo, 38% (equivalente a 06 amostras) apresentaram a presença do metal pesado acima do VMP estabelecido pela CONAMA nº 420/2009.

Rocha (2016) no estudo evidencia que no perímetro da área estudada foram encontrados resíduos eletrônicos, esses sendo responsáveis pela contaminação de cádmio no solo, visto que na composição desses materiais há diversas substâncias químicas que são prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana.

O autor ainda destaca que os metais pesados estão cada vez mais próximos da superfície, entre 0 a 40cm de profundidade, assim sendo possível a detecção dos contaminantes no solo, fato esse que está associado à profundidade da cava para coleta de amostra dessa pesquisa.

No lixão do Timbuba/Pau-Deitado, onde fora realizado o estudo dessa dissertação, verificou-se na área a disposição de resíduos eletrônicos (celulares, televisões, rádios, dentre outros) que possuem o metal pesado Cd (cádmio). A elevação de níveis naturais de substâncias químicas no solo evidencia a presença da atividade humana na área estudada.

Chumbo

Quanto à análise da presença do metal pesado (Pb) nas 06 (seis) amostras analisadas, em somente um único ponto foi detectado o valor acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 420/2009. No P01, obteve um resultado de 189,5 mg/kg do contaminante Pb, fato este que evidencia que o resultado está acima do valor máximo permitido (VMP) pela legislação vigente, uma vez que o VMP é de exatamente 180 mg/kg.

Embora os resultados dos demais pontos estejam dentro dos valores máximos permitidos pela legislação brasileira, ambos se encontram acima do valor de prevenção que a referida legislação determina (Resolução CONAMA nº 420 do ano de 2009), sendo assim, os resultados para o parâmetro de Pb acima de 72 mg/kg.

Em um estudo realizado com objetivo de determinar a presença de contaminantes químicos no lixão do município de Buriticupu/MA por Rocha (2016), o autor descreve que há presença de chumbo nas amostras analisadas mesmo com as atividades do lixão devidamente interrompidas.

Rocha (2016) ainda destaca que esse estudo no território maranhense evidencia que mesmo que a área possua encerramento das atividades, a contaminação do solo prevaleceu devido à decomposição dos resíduos que são compostos pelos contaminantes químicos e o Pb contém potencial contaminante para evitar que a vegetação se desenvolva na área contaminada.

Referente à presença de (Pb) na área estudada, lixão do Timbuba/Pau-Deitado se dá pelo fato da presença da presença e decomposição dos resíduos sólidos dispostos em solo despreparado, uma vez que na área foi detectada a presença de embalagens e produtos de cosméticos que em sua composição contêm o elemento químico Pb.

Comparado ao estudo feito por Pinheiro e Mochel (2018), a área de estudo das autoras foi classificada como contaminada devido ao fato de as amostras analisadas conterem a presença de Pb, principalmente no ponto de análise 04. As autoras discutiram e evidenciaram que o estudo realizado em Paço do Lumiar/MA obteve valores mais elevados que estudos realizados em lixões do Rio Grande do Norte, por exemplo.

Cobre

O teor de Cu encontrado nas análises do solo está relacionado também à presença de resíduos sólidos na área estudada. Dos seis pontos analisados, somente 02 (dois) pontos apresentaram resultados superiores ao VMP da Resolução CONAMA nº 420/2009, o P04 e P06 com resultados de 204,7 mg/kg e 224,7 mg/kg, respectivamente, assim comprometendo a qualidade do solo estudado.

Das demais amostras (P01, P02, P03 e P05) somente o P01 esteve abaixo do limite de prevenção, já os demais estiveram acima, tendo como resultados entre 73,6 mg/kg a 109,2 mg/kg, valores estes que estão dentro do valor máximo permitido (VMP) para contaminação do solo.

No estudo feito por Pinheiro e Mochel (2018) foi encontrada presença de cobre em absolutamente 02 (três) pontos amostrais, ambos possuindo valores inferiores ao estabelecido pela Resolução. Embora os resultados tenham apresentado níveis dentro dos parâmetros da legislação, os mesmos estão acima do VMP para prevenção, uma vez que obtiveram resultados de 113,9 mg/kg e 52,23 mg/kg, respectivamente.

O cobre é um contaminante prejudicial à população humana e ao meio ambiental. A presença desse metal pesado é capaz de interferir no desempenho do metabolismo de adultos e crianças, devido ao fato de este ser um metal com teor de toxicidade elevado (RIBEIRO E MORELLI, 2009).

Cromo

O ponto 06 (P06) foi o único onde se obteve a presença elevada do metal pesado Cr, com resultado 163,4 mg/kg. O valor encontrado no referido ponto confirma que está acima do estabelecido pela legislação vigente e que compromete a qualidade do solo analisado, visto que há o elevado teor de Cr na amostra de solo analisada.

Quanto aos demais pontos amostrais para qualidade do solo, o parâmetro de Cr nos pontos P01, P02, P04 e P05 esteve acima de 75mg/kg, evidenciando que tais resultados se encontram acima do valor máximo para prevenção. Quanto ao P03, o mesmo obteve resultado inferior ao valor máximo permitido (VMP) para prevenção e contaminação do solo.

De acordo com Rocha (2016), o cromo é um contaminante altamente tóxico e também é considerado prejudicial à saúde humana, uma vez que pode desenvolver problemas carcinogênicos ou mutagênico, mesmo que em pequenas concentrações do contaminante.

Em trabalho realizado por Marques (2011) em três áreas de disposição, sendo um aterro sanitário, um controlado e um lixão já desativado, detectou-se a presença de contaminantes no solo como cobre acima do valor de prevenção, níquel e cromo acima dos valores de intervenção, principalmente em camadas mais profundas (20-40 cm), sendo esses valores mais elevados a jusante do que no próprio local de disposição. Isso pode ser explicado em decorrência dos metais pesados terem a capacidade de recalcitrância e, portanto, são cumulativos no ambiente. (MARQUES, 2011).

Mercurio

Segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009, o valor máximo permitido (VMP) quanto à presença de mercúrio no solo é de 12 mg/kg. Os pontos P01, P03, P04 e P05 apresentaram teores do metal pesado Hg nas amostras de solo, esses pontos são equivalentes a pouco mais de 60% das amostras analisadas, e tal fato está associado ao comprometimento da qualidade do solo.

Os resultados apresentados, respectivamente, foram: 21,4 mg/kg, 17,8 mg/kg, 24,7 mg/kg e 20,1 mg/kg. Quanto aos demais pontos (P02 e P06), os mesmos tiveram resultados de 9,0 mg/

kg 10,5 mg/kg, respectivamente. Os valores que as análises de solo para determinação de Hg dos pontos P02 e P06 estão acima do valor máximo permitido (VMP) para níveis de prevenção, uma vez que, de acordo com o Anexo II da legislação vigente, o VMP de prevenção do mercúrio (Hg) é de 0,5 mg/kg.

Em 2018, em pesquisa realizada por Pinheiro e Mochel (2018) em Paço do Lumiar/MA, houve presença de Hg em todos os pontos amostrais analisados e os valores estavam 100% acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009.

As autoras Pinheiro e Mochel (2018) relatam que a presença de mercúrio se dá por meio da presença e decomposição de resíduos sólidos que contêm a presença desse elemento químico em sua composição física. Os resíduos sólidos que apresentam mercúrio e que foram identificados durante as visitas de campo são: termômetros, manômetros, resíduos de lâmpadas fluorescentes dentre outros.

Os resíduos mencionados anteriormente, além de serem depositados de maneira incorreta na área do lixão do Timbuba/Pau-Deitado, eram queimados em qualquer ponto do perímetro da área estudada. Com a queima dos resíduos, os mesmos liberam mercúrio no meio ambiente, mais especificamente no solo, fazendo com que os níveis de mercúrio sejam altos, levando à contaminação.

De acordo com Jesus et al. (2018), em uma pesquisa científica realizada para avaliar o nível de Hg em uma população exposta ambientalmente, os autores discutem e afirmam que o mercúrio está amplamente distribuído em solos não contaminados, porém com baixas concentrações. Com o gerenciamento de resíduos sólidos incorreto, a intensificação do metal pesado no solo e no meio ambiente pode comprometer a qualidade dos atributos ambientais.

No estudo conduzido por Rocha (2016) no lixão do município de Buriticupu/MA foram identificados em 07 (sete) amostras valores elevados para Hg de um total de 16 amostras de solo. Os valores identificados nas sete amostras de solo para o Hg variaram entre 5,45 a 79,92 mg/kg, o que denota que nem todas as amostras estavam acima do VMP para contaminação.

No estudo feito por Rocha (2016), o Hg foi determinado com teores elevados em pontos onde os resíduos sólidos (lâmpadas fluorescentes, resíduos de germicida, resíduos de fungicida e em amálgamas para fins odontológicos) estavam visivelmente dispostos de maneira irregular, fato esse que evidencia que a presença e decomposição de resíduos que têm em sua composição o mercúrio (Hg) comprometem a qualidade solo e podem contaminá-lo devido aos altos valores de concentrações que eles possuem.

Níquel

Referente à análise da presença do metal pesado Ni nas amostras de solo coletadas, foi identificada alta concentração do metal nos pontos P05 e P06, com resultados de 75,2mg/kg e 83,7mg/kg, respectivamente, assim estando em desconformidade com o estabelecido pela Resolução CONAMA nº420/2009.

Nos demais pontos analisados, o parâmetro obteve resultados abaixo do VMP para prevenção e VMP para contaminação. Os valores obtidos nas análises dos demais pontos P01, P02, P03 e P04, foram: 5,3 mg/kg, 0,7 mg/kg, 20 mg/kg e 12,4 mg/kg, respectivamente.

Os resíduos sólidos que liberam o metal pesado níquel também podem ser encontrados em pequenos e grandes lixões. Em estudo realizado em lixão desativado no estado de Santa Catarina, foram identificadas altas concentrações de Ni em virtude da recalcitrância do ambiente. Além dis-

so, em pesquisa realizada em um outro lixão no estado do Rio Grande do Norte, houve também a presença de teores elevados de Ni oriundos da decomposição de resíduos sólidos (PINHEIRO E MOCHEL, 2018).

Marques (2011) realizou um estudo em três áreas de disposição de resíduos sólidos, sendo elas: um lixão desativado, um aterro controlado e um aterro sanitário. Em todas as áreas foram encontradas concentrações acima do valor máximo permitido (VMP) pela Resolução CONAMA nº 420/2009 e, com isso, os autores destacam que isso pode ser devidamente explicado pelos metais pesados possuírem capacidade de recalcitrância e, logo, serem considerados cumulativos sobre o meio ambiente.

Referente à presença de níquel (Ni) ocorrer somente em dois pontos da área do lixão do Timbuba/Pau-Deitado, tal fato pode estar associado à decomposição dos resíduos, uma vez que nos pontos P02 e P04, por exemplo, havia queima de resíduos comuns (papel, papelão e plástico) visualmente.

Zinco

Quanto à presença de Zn no solo, o valor máximo permitido (VMP) para contaminação é de 450 mg/kg para cada amostra de solo. Quanto à amostras analisadas, as que obtiveram VMP acima do estabelecido por legislação foram os pontos: P02, P03, P04, e P06, com resultados de: 481,6 mg/kg, 752,6 mg/kg, 486,8 mg/kg e 521,2 mg/kg, respectivamente. Os pontos P01 e 05 obtiveram resultados de 321,8 mg/kg e 310,3 mg/kg, respectivamente.

O elemento químico zinco (Zn) foi encontrado em 66% dos pontos estudados, e no restante se obteve acima do VMP de prevenção, o que denota que há grande quantidade de Zn na área do lixão do Timbuba/Pau-Deitado. Tal fato está associado à

presença dos resíduos sólidos que foram dispostos na referida área, assim contaminando-a com altas concentrações do metal pesado, além dos altos teores de Zn serem tóxicos às plantas e à saúde da população.

Em comparação com valores encontrados de Zn no lixão de Paço do Lumiar, notou-se que os valores do lixão do Timbuba/Pau-Deitado foram mais elevados, uma vez que a presença elevada dos valores de Zn no lixão de Paço do Lumiar se manteve acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 em exatamente 03 (três) pontos (PINHEIRO E MOCHEL, 2018).

Segundo Baum et. al. (2022), a contaminação que é oriunda da presença do metal pesado Zn na coletividade ocasiona alguns problemas de saúde que causam desestabilização no sistema imunológico; tais sintomas e doenças são: tosse forte, febres, dores de cabeça, náusea e vômito, secura na garganta, dentre outras.

A ausência da coleta seletiva e da destinação ambientalmente adequada para os resíduos sólidos que possuem metais pesados é prejudicial aos fatores ambientais existentes, visto que, uma vez que os resíduos sólidos são depositados de maneira irregular, eles tendem a passar pelo processo de decomposição e, conseqüentemente, contaminam o solo e as águas subterrâneas.

4 CONCLUSÕES

Por meio da análise da qualidade do solo conclui-se que em todos os pontos analisados houve a presença de metais pesados em desconformidade com a legislação vigente, a Resolução CONAMA nº 420/2009, assim tornando a área potencialmente contaminada. A decomposição dos resíduos sólidos foi fator determinante para a presença de metais pesados no solo, uma vez que na composição física e química dos mate-

riais há presença de metais pesados detectados na área do estudo.

Por conseguinte, conclui-se que a existência do lixão está associada à poluição e contaminação do solo, visto que, na área, ocorre processo de decomposição de resíduos sólidos, o que ocasiona o surgimento do chorume que, infiltrado no solo, altera as propriedades naturais e intensifica a limitação do recurso analisado.

Contudo, é fundamental que demais estudos sejam realizados no perímetro da área, bem como a realização de monitoramento contínuo da qualidade do solo em períodos com baixa e alta pluviosidade, visando objetivar a determinação de técnicas para a remediação da área.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- BAUM, C. A.; BECEGATO, V. A.; LAVNITCKI, L.; VILELA, P. B.; DUMINELLI, E. C.; BECEGATO, B. R.; ROBAZZA, W. S.; PAULINO, A. T. Evaluation of soil contamination by heavy metals at public cemeteries in the municipality of Lages, southern Brazil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 06, n. 05, p. 883-891, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200030>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 420**, de 28 de dezembro de 2009. Conselho do Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2009.
- CARRILHO, A. N.; CÂNDIDO, H. G.; SOUZA, A. D. Geoprocessamento aplicado na seleção de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Conceição das Alagoas (MG). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 03, p. 201-206, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018142980>
- CARVALHO, M. M.; LIRA, V. S.; WATANABE, C. H.; FRACÁCIO, R. Study of metals toxicity (zinc and cadmium) to *Ceriodaphnia dubia*, for multi-exposition and biological recovery of offspring. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 05, p. 961-968, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017158722>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB/GTZ). **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo – SP, 2021: Cooperação Técnica Brasil-Alemanha CETESB/GTZ.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama: Cidades**. São Paulo. Rio de Janeiro. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama: Cidades**. São Paulo. Rio de Janeiro. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama: Cidades**. São Paulo. Rio de Janeiro. 2021.

JESUS, L. D. F.; MOREIRA, M de. R. M.; AZEVEDO, S. V de.; BORGES, R. M.; TEIXEIRA, L. R. Avaliação dos níveis de chumbo e mercúrio em população exposta ambientalmente na Região Centro-oeste do Brasil, **Caderno de Saúde Pública**, v. 34, n. 02, p. 01-13, 2018. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00034417>

OLIVEIRA, B. O. S DE.; TUCCI, C. A. F. NEVES JÚNIOR, A. F. SANTOS, A. A DE. Soil and water assessment in the areas of influence of urban solid waste disposal of Humaitá, Amazonas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n.03, p. 593-601, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016133274>

MARQUES, R. F DE. P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em

Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas). Lavras, Minas Gerais: Universidade Federal de Lavras, 2011.

PINHEIRO, N. C. A.; MOCHEL, F. R. Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 03, p. 1173-1184, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018173619>

RAMOS, N. F., GOMES, J. C., CASTILHO JÚNIOR, A. B., GOURDON, R. Development of tool for environmental assessment of municipal solid waste dumps in Brazil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 06, p. 1233-1241, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017165817>

RIBEIRO, D.V.; MORELLI, M.R. **Resíduos sólidos: problema ou oportunidade?** Rio de Janeiro: Interciência, 2009.

ROCHA, T. M. **Determinação das concentrações dos metais cádmio, chumbo e mercúrio na área do lixão desativado de Buriticupu, MA**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). 2016.

Avaliação das obstruções de redes e ramais de esgoto no município de Jequié-BA

Evaluation of the obstruction of sewage networks and branches in the municipality of Jequié-BA

▶ **Data de entrada:**
06/07/2021

▶ **Data de aprovação:**
28/02/2023


Rosiane Pereira^{1*} | Rita de Cássia Souza de Queiroz¹ | Olândia Ferreira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.011>

ORCID ID

Pereira R  <https://orcid.org/0000-0001-5932-127X>

Queiroz RCS  <https://orcid.org/0000-0001-6952-2032>

Ferreira O  <https://orcid.org/0000-0003-1935-467X>

Resumo

O serviço de esgotamento sanitário, ao lado das atividades de abastecimento de água potável, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais, compõe os serviços de saneamento básico. O sistema de esgotamento sanitário consiste em instalações operacionais responsáveis pela coleta, transporte, tratamento e disposição final do efluente gerado nas residências, compatível com os parâmetros estabelecidos em legislação vigente, colaborando para promoção da saúde pública e salubridade ambiental. Considerando as recorrentes ocorrências de obstruções nas redes e ramais de esgoto no município de Jequié-BA, este trabalho tem como finalidade realizar uma avaliação do uso das redes e ramais de esgoto pela comunidade local, correlacionando-o ao descarte indevido de matérias sólidas (lixo). A avaliação foi realizada por meio de pesquisa quantitativa, mediante aplicação de questionário estruturado com 18 questões a uma amostragem de 400 residências visitadas no município. Além disso, foi considerado o número de ocorrências/solicitações para os serviços de desobstrução atendidas pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (Embasa) no ano de 2020. As evidências confirmaram que a presença de resíduos sólidos no sistema de coleta provoca entupimento e traz danos ambientais e financeiros a ambas partes. Cabe ressaltar que a presença de lixo nas ruas e avenidas também colabora para eventos de obstruções, uma vez que quando chove esses resíduos são carregados para a rede coletora de esgoto, mesmo não sendo projetada para atender esse tipo de serviço.

Palavras-chave: Rede Coletora. Esgotamento Sanitário. Resíduos sólidos. Tratamento de efluente doméstico. Obstrução de ramal.

Abstract

The sanitary sewage service, adding to the activities of water supply, urban cleaning and solid waste management, make up the basic sanitation services. The sanitary sewage system consists of operational installations which are responsible for the collection, transport, treatment and final disposal of the effluent generated in the homes, compatible with the parameters established in current legislation, collaborating in the promotion of public health and environmental health. Considering the recurrent obstructions in the sewer network of Jequié-BA city, this work aims to carry out an evaluation of the use of the sewer network by the local community in the municipality of Jequié-BA. The evaluation was carried out through quantitative research, applying a structured questionnaire with 18 questions to a sample

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Salvador - Bahia - Brasil.

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

of 400 homes visited in the city. In addition, the number of occurrences/requests for obstruction services attended by the Bahia Company of Water and Sanitation (Embasa) in 2020 was considered. Evidence confirmed that the presence of solid waste in the sewer network collection causes clogging and environmental and financial damage to both parties. It is worth noting that the presence of garbage in the streets and avenues also contributes to obstruction events, because when it rains these residues are carried to the sewage collection network, even though it is not designed to meet this type of service.

Keywords: Collecting Network. Sanitary Sewage. Solid waste. Domestic effluent treatment. Branch Obstruction.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, as diretrizes para o saneamento básico foram instituídas pela lei federal nº 11.445, de 05 de Janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), e alteradas pela Lei Federal nº 14.026 de 15 de Julho de 2020 (BRASIL, 2020), reconhecida como o marco legal do saneamento básico e que trata dos conjuntos de serviços essenciais à promoção da saúde pública, conservação dos recursos naturais e proteção do meio ambiente (BRASIL, 2020). Os princípios do saneamento básico são o abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais, sendo estes oferecidos regularmente e continuamente com o objetivo de promover a universalização dos serviços de saneamento concomitantemente com a efetiva e contínua prestação destes. Conforme tratado no art. 2º, XVI da Lei nº 14.026, de 2020, os serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário devem ser ofertados em conjunto. A água é um bem de domínio público (BRASIL, 1997 p.1) e amplamente utilizada em distintas atividades ou processos, e tem como rejeito final o esgoto, que representa fonte de contaminação para o meio ambiente e veiculação de doenças quando não tratado adequadamente. O esgoto, em sua definição mais atual, contextualizada pela Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), é definido como sendo:

Despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos, o não tratamento dos efluentes gerados contribuem para proliferação de doenças, contaminação dos corpos d'água, contribuindo de forma negativa no ciclo usual da água (BRASIL, 2011).

Portanto, o sistema de esgotamento sanitário é essencial no processo de manutenção e construção da salubridade ambiental, caracterizada como a capacidade de prevenir doenças que são veiculadas pelo meio ambiente e de aperfeiçoar as condições favoráveis à saúde da população urbana ou rural (SÃO PAULO, 1999). É parte integrante desse sistema a infraestrutura e instalações operacionais que compreendem: coleta, transporte, tratamento e disposição final do efluente em corpo hídrico, obedecendo aos limites de aceitação dos parâmetros estabelecidos em legislação vigente. Todos os imóveis devem realizar ligação à rede pública de esgoto, conforme previsto na Resolução nº 001, de 16 de março de 2011 da Comissão de Regulação dos Serviços Públicos de Saneamento Básico do Estado da Bahia - CORESAB (BAHIA, 2011). A Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), prestadora dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário há 42 anos no município de Jequié-BA, é responsável pela coleta, transporte, tratamento e destinação final do efluente. Das ligações prediais, o esgoto coletado segue pela

rede, por gravidade, até tubulações maiores, que transportam até as Estações elevatórias de esgoto - EEs, onde as bombas elevam e conduzem o esgoto de pontos mais baixos para locais mais elevados, de onde será conduzido até a Estação de tratamento de esgoto (ETE) responsável pelo tratamento do esgoto por meios físicos, químicos e/ou biológicos.

Durante o transporte, por meio das tubulações, podem ocorrer situações que retardem a chegada do efluente até a ETE, ocorrências essas que podem ser inerentes ao sistema ou causadas pelo mau uso das redes e ramais. Conforme definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), ramal de esgoto é uma tubulação primária que recebe os efluentes dos ramais de descarga diretamente ou a partir de um desconector (NBR 8160, 1999) ou seja, esses ramais em sua maioria estão na frente das residências, prontos para transferir o efluente para o sistema da rede de coleta geral. O modelo tradicional das tubulações de transporte do esgoto, modelo separador absoluto, destinado apenas para efluentes domésticos e/ou industriais, com aproximadamente 15 cm (SANEPAR, 2019), apresenta obstruções inconvenientes ao processo de transporte do esgoto devido à presença de resíduos, os quais a rede coletora não tem capacidade de transportar. Scalize, Leite e Souza, (2016) demonstraram que as causas mais comuns de obstruções em ramais de esgotos sanitários são cabelo, plástico, tecidos, raízes de árvores que quebram as manilhas; infiltração no solo de esgoto, devido à manilha não ter sido assentada corretamente, ocorrendo afundamento do solo e presença de curvas, favorecendo a deposição de materiais. A solidificação de gordura, proveniente de óleos e/ou graxas, no interior do sistema de coleta tanto dos ramais como das redes coletoras, também

contribui para diminuição do diâmetro da tubulação, ocasionando assim uma sobrecarga no sistema. Quando ocorre uma situação de obstrução do ramal/rede pode ser pela presença de algum material indesejado que está impedindo escoamento do esgoto para a rede geral, causando entupimento do sistema de coleta e podendo gerar extravasamento ou até mesmo retorno para residências.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Considerando as contribuições de resíduos sólidos (lixo) provenientes de lançamento incorreto no sistema de coleta de esgoto, esta pesquisa teve como principal objetivo avaliar as obstruções das redes e ramais de esgotamento sanitário do município de Jequié-BA. Apresentando como ferramenta de apoio na disseminação das informações referentes ao esgotamento sanitário um vídeo educativo intitulado: Patrulha do esgotamento sanitário (PES).

3 Metodologia

3.1 Área de Estudo

A área de estudo teve como universo o município de Jequié (Fig. 1), localizado no sudoeste da Bahia, na zona limítrofe entre a caatinga e a zona da mata, a 365 km de distância da capital (Salvador) e com população de 156.126 pessoas (IBGE, 2020). Atualmente, Jequié apresenta a 1ª colocação da microrregião em percentual de esgotamento sanitário com tratamento adequado e a 38ª colocação, dos 417 municípios do estado, em relação a coleta, transporte, tratamento e disposição final adequada do efluente doméstico, com um percentual de 77,9% (IBGE, 2010).



Figura 1 - Localização geográfica do Município de Jequié-BA
 Fonte: Google Earth Pro (2021).

3.2 Delineamento da Pesquisa

Com base nos objetivos traçados, a pesquisa apresenta caráter descritivo. Gil (2002) define a pesquisa descritiva como aquela que utiliza técnicas padronizadas de coleta de dados, tais como questionário e a observação sistemática. O arcabouço da coleta de dados se deu por meio bibliográfico embasado em artigos científicos, normas técnicas, dissertações e legislação da área de saneamento levantadas em Portal Periódicos Capes, Scielo, Scopus, Web of Science Sumário.org, etc. Também foi realizada pesquisa em campo com aplicação de questionário a uma amostragem de 400 residências. O método de análise dos dados foi do tipo quantitativo; segundo Fonseca (2012), esse tipo de análise busca apresentar a frequência de ocorrência para medir a veracidade ou não daquilo que está sendo investigado.

3.3 Determinação do universo amostral

O modelo de amostragem selecionado para a pesquisa é a amostragem por conglomerados, que consiste na seleção da amostragem a partir de conglomerados (quarteirões, bairros, etc). Gil (2002) destaca que nesse tipo de amostragem é possível realizar a subdivisão da área a ser pesquisada por bairros, quarteirões e domicílios, que compõem os elementos da amostra.

Neste sentido, o universo amostral da pesquisa foi calculado com base no número de ligações de esgoto existentes no município de Jequié-BA (Tabela 1), disponibilizado pelo setor operacional de esgoto da Embasa. Foi estabelecido um intervalo de confiança de 95% de um erro máximo de 10% da verdadeira proporção populacional aplicada a cada setor. Sendo as-

sim, foi considerado primeiramente o número de ligações de esgoto por cada setor (cada setor compõe um determinado número de bairros); em seguida foi calculada uma amostragem para cada setor, e dessa forma foi possível obter vinte dados de amostragem (com base no número de setores) distintos, considerando o número de ligações de esgoto daquele setor. Por fim a somatória dessas amostragens gerou um universo total de 400 residências a serem entrevistadas.

Uma pesquisa documental foi realizada por meio da análise de informações disponibilizadas pela Embasa, referentes aos registros de atendimentos às desobstruções das redes e ramais. Nessa etapa foi considerado o número de ocorrências recebidas pela empresa, onde é solicitado o serviço de desobstrução de redes e/ou ramais.

Após aprovação no Comitê de Ética e Pesquisa (CEP)¹, foi possível realizar a aplicação dos 400 questionários semiestruturados, compostos por 18 questões, 6 abertas e 12 fechadas. A aplicação do questionário ocorreu entre os meses de Janeiro a Fevereiro de 2021, ressaltando que todos os protocolos de segurança foram respeitados a fim de evitar qualquer risco de contaminação com a COVID-19. O tratamento estatístico foi realizado com o *software spss*. Foi criado dentro da plataforma do *software* um banco de dados a partir do questionário aplicado, e em seguida foi realizada uma análise descritiva.

Por fim, foi elaborado um vídeo informativo intitulado como patrulha do esgotamento sanitário, realizado em parceria com o coletivo Artelgatu, que traz informações que colaboram para um bom uso e funcionamento das redes coletoras de esgoto.

Tabela 1 - Número de ligações de esgoto no Município de Jequié-BA

Setor	Bairros	Nº de ligações de Esgoto
01	Jequezinho, Urbis I, Vila Aeroporto	2.676
02	Rodoviária, Joaquim Romão	3.674
03	Mandacaru	2.430
04	São Lucas	2.052
05	Alto do funil, Inocoop	4.374
06	Caixa d'água, Poliduto	3.760
07	São Luís	1.014
08	Loteamento Tropical, Chácara Previsão, Jardim Alvorada, Morro do Urubu, Cachoeirinha	2.558
09	Coinh, Pedreira	1.218
10	Cidade Nova	3.122
11	km 3, km 4	3.024
12	Santa Luz, Cansação	1.146
13	Centro	3.232
14	Pompílio Sampaio, Algarobas	1.583
15	São Judas, Amaralina	2.926
16	Brinco de Ouro, Vila Vitória, Vila Rodoviária	4.123
17	Águda Branca, Brasil Novo	2.029
18	Urbis II, III e IV, Baixa do Bonfim	3.844
19	Curral Novo, Fazenda Velha	3.655
20	Itaigara, Zibrunes	2.628
	Total Nº de Ligações	55.051

Fonte: Empresa Baiana de Águas e Saneamento - EMBASA (2020).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A implantação do sistema de esgotamento sanitário (SES) de Jequié foi iniciada em 1977, e ao longo dos anos passou por modificações com o propósito de ampliar o atendimento à cobertura do município. Em 1988 aconteceu a primeira ampliação, com a implantação de um interceptor e de redes coletoras nos bairros Alto do Cemitério e Bela Vista; entre 2007 e 2015 foram implantadas redes coletoras nos bairros Km 3, Km 4 e Curral Novo, além da construção de interceptores e caixas de areia na estação elevatória principal, localizada na Avenida Castelo Branco (E2). São 462 quilômetros em rede coletora e 7,3 quilômetros de linha de recalque, com diâmetros variando de 150 a 600 milímetros, 55.051 ligações domiciliares e 20 EEEs distribuídas no sistema.

¹ Número parecer consubstanciado emitido em 03 de Agosto de 2020: código de identificação nº: 31893320.4.0000.5031.

Em visita *in loco* na estação de tratamento foi possível identificar as etapas do tratamento, o qual é composto por gradeamento na entrada da ETE para retirada de materiais sólidos grosseiros, caixa de areia para sedimentação do material que chega com a parte líquida, e em seguida o efluente é direcionado para uma sequência de 4 lagoas de aeração, onde aeradores mecânicos provocam turbulência no meio, permitindo que o oxigênio da atmosfera adentre a parte líquida oxigenando os microrganismos presentes no efluente. Posteriormente o efluente é deslocado para uma lagoa de sedimentação para que sólidos em suspensão sejam decantados, e em seguida o efluente é deslocado para duas lagoas de maturação, no processo de maturação boa parte das bactérias, coliformes, vírus e ovos de helmintos são removidos. A ETE apresenta uma capacidade de tratamento de 300 L/s, trabalhando atualmente com 225 L/s e uma eficiência de tratamento de 80 - 90%, sendo o Rio de Contas o corpo receptor do efluente tratado. Esses dados foram obtidos junto ao setor operacional de esgoto da Embasa.

Semanalmente é realizado o controle da qualidade do efluente não tratado, efluente tratado e do corpo receptor (montante e jusante), seguindo orientações das condicionantes emitidas pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), o Laboratório Regional da Embasa é o responsável pelos procedimentos de coleta e ensaios físico-químicos e biológico das amostras, envolvendo parâmetros como: pH, Oxigênio dissolvido, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Sedimentáveis e Suspensos, Óleos e graxas, *Escherichia coli*, etc., os resultados dos ensaios obedecem a valores de referências do CONAMA nº357/2005 (dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento) e CONAMA nº 430/2011 (condições, parâmetros, padrões e diretrizes para lançamento de efluentes em corpos de água),

garantindo que o efluente, após lançado no corpo receptor, não provoque danos à biota.

A desobstrução de rede e/ou ramais consiste em desentupir a rede/ramal responsável pelo escoamento do esgoto após saída das residências; é comum a presença de materiais indesejáveis (lixo), carregados para a rede por meio do escoamento pluvial ou até mesmo o descarte indevido, interferindo na capacidade de trabalho do sistema de coleta. Considerando os dados coletados no setor operacional da Embasa, foram quantificadas 1.404 ocorrências para desobstrução de rede e 1.171 ocorrências para desobstrução de ramais (Gráfico 1), resíduos como preservativos, tecidos, plástico (embalagens em geral), areia, cabelo, gordura, etc. lançados em descargas de vasos sanitários, ralos ou até mesmo em caixas de inspeção colaboram para o entupimento da tubulação ou, ainda, provenientes de contribuições do lixo disposto em ruas e avenidas, que é carregado para o sistema de coleta de esgoto quando chove. Diante dessa conjectura, é imprescindível que todos os serviços de saneamento básico funcionem como uma engrenagem, uma vez que a deficiência nas ações de determinado serviço pode impactar na qualidade de outros serviços.

O aporte de água pluvial no sistema de coleta é um fator determinante que colabora para os eventos de obstrução; além de transportar o lixo proveniente das ruas e avenidas, também carrega para rede grande quantidade de areia, o que colabora para o desgaste de bombas e equipamentos. Em visita *in loco* a uma limpeza da EEE localizada na Avenida Castelo Branco (identificada no setor operacional da embasa como E2), foram retirados em uma única limpeza 12m³ de areia; em dias chuvosos, essa contribuição aumenta significativamente. Buscando manter um bom funcionamento das EEE, a Embasa cumpre um planejamento de limpeza das elevatórias no mínimo a cada 3 meses, a fim de evitar o grande acúmulo

de sólidos e o desgaste de bombas e equipamentos. Weinschutz apud Tsutiya e Bueno (2018) relata que o aumento da vazão nos sistemas de esgotamento, em dias chuvosos, pode chegar a 283% quando comparado com a vazão máxima em dias secos. Isso reflete na sobrecarga de todo

o sistema, inclusive na capacidade de tratamento da ETE. As contribuições pluviais favorecem significativamente as ocorrências de obstruções e extravasamentos, o que pode exigir o lançamento dos efluentes nos corpos receptores e solo sem o devido tratamento Weinschutz (2018).

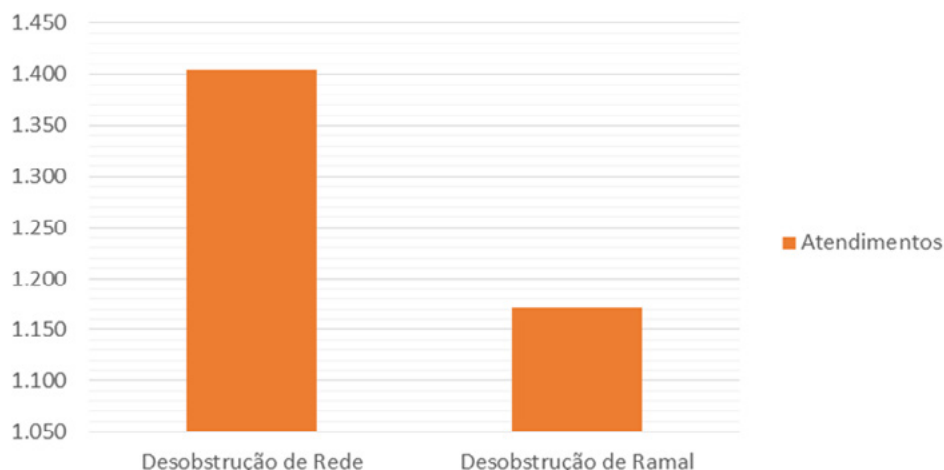


Gráfico 1 - Número de ocorrências de desobstrução de redes e ramais no município de Jequié-BA- ANO 2020.
FONTE: EMBASA (2020).

O universo (400 pessoas) questionado nos bairros do município de Jequié - BA apresentou 60,64% de entrevistados do sexo feminino e 39,36% do sexo masculino; quanto ao nível de escolaridade, os maiores percentuais foram para o grau médio completo (33,66%), médio incompleto (17,33%) e fundamental incompleto (27,97%); e uma média de 3,27 moradores por residência. Não houve dificuldades no acesso às residências nem resistência dos moradores quanto à entrevista.

Um percentual de 58,87% afirma já ter ocorrido algum tipo de retorno de esgoto na residência, dos quais 56,67% afirmaram que o problema foi resolvido pela prestadora de serviço, porém um percentual considerável, de 39,17% (Gráfico 2), ainda tenta resolver a situação por meios próprios, o que não é a melhor solução, considerando os riscos de contaminação, danificação do sis-

tema e acidentes, já que se trata de um sistema fechado que trabalha com pressão e formação de gases (devido à decomposição dos resíduos orgânicos). O esgoto tem a tubulação com escoamento livre, mantendo a parte superior liberada para que os gases possam se dissipar pela tubulação sem que ocorra o acúmulo. O entupimento da tubulação pode contribuir para um maior acúmulo dos gases na rede, podendo causar consequências adversas (MELO, 2018). A Embasa disponibiliza uma central de atendimento por meio de telefone (0800 0555 195), pelo app disponível no Play Store ou Apple Store e ainda por meio da agência virtual <https://agenciavirtual.embasa.ba.gov.br/#/main/dyviewio>.

Foi possível constatar que menos de 35% das residências possuem caixa de gordura; destas, aproximadamente 30% realizam limpeza mensal, 23,24% semestralmente, sendo con-

siderado um ponto positivo (Gráfico 3). Essa informação é relevante, pois a ausência desse componente pode causar entupimento da rede de esgoto, uma vez que a caixa de gordura impede que as gorduras, óleos e graxas adentrem o sistema de coleta. A NBR 8160 menciona que a caixa de gordura é destinada a reter, na sua

parte superior, as gorduras, graxas e óleos contidos no esgoto, formando camadas que devem ser removidas periodicamente, evitando que estes componentes escoem livremente pela rede, obstruindo-a. Dessa forma, essa medida evita transtornos como retorno de esgoto e odor desagradável na residência.

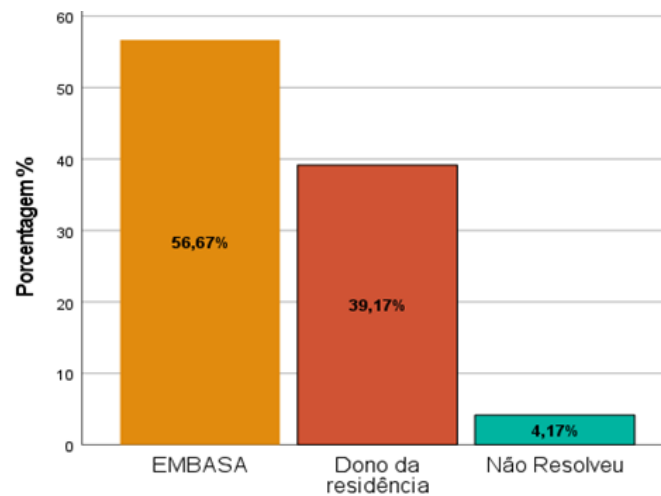


Gráfico 2 - Resolução das ocorrências de obstrução

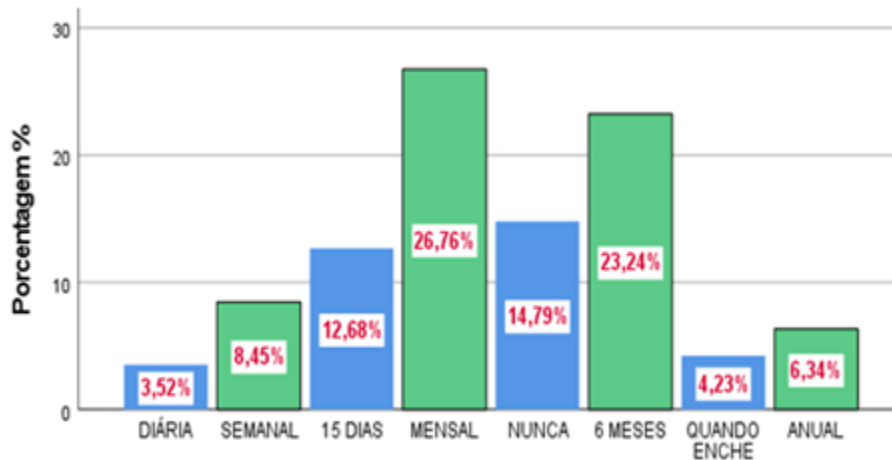


Gráfico 3 - Frequência de limpeza da caixa de gordura

Quando questionados sobre qual destino do óleo e demais gorduras geradas na residência, apenas 21,92% encaminham o óleo gerado para coleta e reaproveitamento, enquanto 44,83% não sina-

lizaram onde é feito o descarte. Uma proporção de 33,25% das pessoas entrevistadas afirmou lançar na pia óleos e gorduras gerados na residência; esses dados demonstram e confirmam um

dos grandes impasses das empresas de saneamento no que diz a respeito do destino final dos óleos e graxas, que infelizmente em sua maioria são descartados no sistema coletor de esgoto; quando acumulados na rede de esgoto, gordura, óleos e graxas tendem a solidificar-se, diminuindo o espaço para passagem da parte líquida do esgoto, sobrecarregando o sistema e ocasionando a necessidade de manutenções recorrentes. A reutilização desse tipo de resíduo ainda é pouco difundido, assim como as questões pertinentes aos danos de caráter ambiental e financeiros gerados quando óleos/graxas são descartados inadequadamente, seja no sistema de coleta de esgoto ou em córregos, rios, solo, etc. Novaes (2014) demonstra que existem alternativas para que possa ser feito o reaproveitamento do óleo/graxas como, por exemplo: produção resina para tintas, sabão, detergente, amaciante, sabonete, glicerina, ração para animais, biodiesel, lubrificante para carros, máquinas agrícolas, dentre outras opções. Oliveira (2014) apud Oliveira et al. (2014, p.12) relata que em estudos de sustentabilidade da utilização de fontes alternativas para geração industrial de energia para produção de biodiesel, o Brasil apresenta um percentual de produção de até 460 milhões de litros de biodiesel utilizando os Óleos e Graxas (OGRs) provenientes dos sistemas de esgotamento sanitário, levando em conta óleos e gorduras já utilizados.

Mais de 70% dos entrevistados não têm conhecimento do destino final do esgoto gerado nas residências; dos 25,37% que afirmaram conhecer a destinação final do efluente gerado, quando indagados qual o destino, indicaram que o mesmo é lançado diretamente no Rio de Contas, rio que corta o município. Uma parcela significativa da comunidade desconhece quais processos o esgoto doméstico sofre antes de ser lançado novamente em um corpo hídrico, bem como a finalidade do tratamento aplicado. O município de Jequié-BA apresenta atualmente um percentual de 77,9% de esgotamento sanitário adequado

(IBGE, 2010). consideram-se adequadas as etapas de coleta, transporte, tratamento e correta disposição do esgoto gerado no município. Fonseca e Tibiriça (2021 apud AISSA-GROUZ; GARNIER; BILLEN, 2018) demonstraram que uma das principais causas da depreciação da qualidade da água em rios urbanos é a contaminação com esgoto doméstico, o que pode resultar na proliferação de micro e macroalgas e na redução na biodiversidade da fauna local, além de afetar a saúde pública com a transmissão de doenças de veiculação hídrica. Cabe ressaltar que grande parte dos mananciais responsáveis pela diluição dos efluentes lançados também são pontos de captação a jusante para oferta de água potável, e dados da ANA (2020) demonstram que mais de 110 mil km de trechos de rios do Brasil estão com a qualidade comprometida, face ao excesso de carga orgânica presente, tornando alguns destes inviáveis para captação ou demandando tratamento avançado para atender aos parâmetros de potabilidade da água. Diante desse cenário é válido reforçar o papel dos órgãos fiscalizadores quanto aos limites dos parâmetros estabelecidos pela legislação. Considerando a classe de enquadramento do Conama n° 357/2005 (classe II), o limite de DBO não deve ultrapassar 5mg/L O₂; atualmente 83.450 km de rios apresentam valores maiores que 10 mg/L, ANA (2020). Na rotina de controle da qualidade das empresas de saneamento, o ensaio de DBO é primordial para avaliação da remoção da matéria orgânica dos efluentes.

Dados do atlas do esgoto publicado pela ANA em 2020 demonstram que 2,4 mil ton de esgoto são despejados a céu aberto comprometendo a qualidade dos corpos d'água nas áreas urbanas, causando impactos na saúde da população. Nesse cenário é que se faz necessária a disseminação desse importante e essencial serviço, a fim de que os corpos d'água, o solo e as comunidades sejam preservados, favorecendo um maior

alcance na construção e manutenção do saneamento básico de qualidade a todos.

O funcionamento ideal do sistema de esgotamento sanitário abrange várias interfaces que envolvem desde questões de engenharia até o consumidor final (população). O desempenho operacional, responsável pela garantia de que o efluente chegue a seu destino final, perpassa pequenas contribuições cotidianas atreladas a cada residência. Melo (2018) relata que os problemas encontrados na rede coletora de esgoto são um dos desafios para as empresas prestadoras de serviços por se tratar de uma questão socioambiental.

5 CONCLUSÃO

Os dados coletados em campo, com a aplicação do questionário, em conjunto com os dados disponibilizados pela Embasa e visitas realizadas in loco, permitiu concluir uma relação das obstruções do sistema de coleta com as contribuições antrópicas, provenientes do lançamento indevido de resíduos como plástico, preservativos, absorventes, cabelo, gordura e etc. no sistema de coleta do esgoto doméstico. Também foi possível identificar que a disposição de lixo em ruas e avenidas é um fator que contribui para os eventos de obstrução no sistema de coleta, assim como o aporte de água pluvial que conseqüentemente transporta um grande volume de areia.

Considerando que uma mudança de olhar e de atitudes da população deve perpassar por ações de educação ambiental, foi criado um vídeo com a proposta educativa a fim de sensibilizar a comunidade sobre a importância de manter o sistema de esgotamento sanitário livre para o escoamento do esgoto, com informações sobre medidas que podem ser adotadas por cada indivíduo a fim de contribuir para a salubridade ambiental. Disponível nas redes sociais do Instituto Federal de Edu-

cação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus Jequié (IFBA) - instagram: @ifbajequei.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas. ATLAS ESGOTOS. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/> Acessado em: 05 de Julho de 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT-NBR) 8160 - **Sistemas prediais de esgotamento sanitário** - Projeto e execução. Rio de Janeiro, 1999.

BAHIA (ESTADO). Lei Nº 11.172, de 01 de Dezembro de 2008. **Princípios e Diretrizes da Política Estadual de Saneamento Básico**. 11172, p. 1 – 9.

BAHIA (ESTADO). RESOLUÇÃO Nº 001/2011, de 16 de março de 2011. **Dispõe sobre as condições gerais para a prestação e utilização dos serviços públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário**.

CARLOS, F.; MOREIRA, A. **Velhos Paradigmas, Nova Postura Na Operação, Manutenção E Melhoria Do Sistema De Esgotamento Sanitário**. n. 1, p. 1–12, 2010.

BITTENCOURT, C.; PAULA, M.A.S. **Tratamento De Água E Efluentes - Fundamentos de Saneamento Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos**. 1. ed. [s.l: s.n.].

FONSECA, C. W.; TIBIRIÇÁ, C.E.J.A. Avaliação da influência da estação de tratamento de efluente de Catanduva (SP) na qualidade da água do rio São Domingos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Jan-Fev 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220180157>

GIL, A. C. **Métodos E Técnicas De Pesquisa Social**. 6. ed. [s.l: s.n.]. v. 10

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/jequei/panorama> Acessado em: 10 de Novembro de 2019.

MELO, S. V. J. **Os Impactos causados por aportes indevidos de rejeitos na rede coletora de esgoto do Distrito Federal**, 2018.49f. Dissertação (Graduação) - Centro Universitário de Brasília - UNICEUB, Graduação em Engenharia Civil. Brasília, 2018.

OLIVEIRA, J. P. et al. Caracterização físico-química de resíduos oleosos do saneamento e dos óleos e graxas extraídos visando a conversão em biocombustíveis. **Revista Química Nova**.

N.4.Vol.37,p.597-602, 2014. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20140094>

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Para o esgoto, só água**. Disponível em: <https://site.sanepar.com.br/conteudo/para-o-esgoto-so-agua>. Acessado em: 07 de Julho de 2021.

SCALIZE, LEITE, & SOUZA, 2010 – **Problemas Decorrentes Da Obstrução Nas Redes E Ramais De Esgotos Sanitários**. p. 1–16.

SUITA, M. D. C. A. **Análise Dos Fatores Determinantes Para A Ocorrência De Ociosidade Das Redes De Esgoto Sanitário No Município De Caxias Do Sul** – RS. 1, p. 43 , 2018.

WEINSCHUTZ, R.; KONDAGESKI, H. J.; BERTOLINO, M. Água de chuva domiciliar no esgoto separador absoluto. **Revista DAE**, n. 213, p.100-108. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2018.035>

Índice de resiliência dos sistemas de abastecimento de água frente a Cenários de Seca

Resilience assessment index for water supply systems in the face of Drought Scenarios

• **Data de entrada:**
09/02/2022


• **Data de aprovação:**
14/03/2023

Nayara Luciana Jorge^{1*} | Tadeu Fabrício Malheiros¹ | Amanda Francieli de Almeida¹ |
Julia Dedini Felício¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.012>

ORCID ID

Jorge NL  <https://orcid.org/0000-0003-1355-2966>

Malheiros TF  <https://orcid.org/0000-0002-9455-4199>

Almeida AF  <https://orcid.org/0000-0002-2815-6774>

Felício JD  <https://orcid.org/0009-0003-5927-1649>

Resumo

Os eventos climáticos extremos poderão gerar diversos impactos negativos, inclusive nos sistemas de abastecimento de água, sendo importante que o conceito de resiliência esteja institucionalizado nos processos de gestão do setor, visando melhorar seu planejamento. Portanto, o objetivo deste artigo é apresentar um modelo de avaliação de resiliência para os sistemas de abastecimento de água frente a eventos de seca e aplicar em uma operadora de abastecimento de água pertencente às Bacias PCJ. Para isso, a metodologia consistiu em uma revisão da literatura para identificar as dimensões e indicadores para elaboração do modelo e posteriormente sua aplicação e cálculo da resiliência da operadora. Como resultado, o modelo elaborado propõe 4 dimensões: “Ameaça Climática”; “Desenvoltura”; “Robustez” e “Recuperação”, sendo que a resiliência alcançada pela operadora em estudo foi de 78,7%. Sendo assim, conclui-se que o modelo elaborado nesta pesquisa é uma ferramenta de tomada de decisão que possibilita a priorização de ações pela operadora, pois além do índice de resiliência, permite visualizar quais dimensões precisam de mais atenção.

Palavras-chave: Resiliência. Seca. Abastecimento de Água.

Abstract

Extreme weather events may generate several negative impacts, including on water supply. It is important that the concept of resilience is institutionalized in the sector's management processes in order to improve its planning. Therefore, the aim of this article is to present a model for assessment the resilience of water supply facing future drought scenarios and apply at a company of water supply. For this, the methodology consisted of a literature review to identify the dimensions and indicators for the development of the model and later its application and calculation of the company resilience. As a result, the model developed presented 4 dimensions: “Climate Threat”; “Fulness”; “Robustness” and “Recovery”, with the resilience achieved by the company under study being 78.7%. Thus, it was concluded that the model developed in this research is a decision-making tool that enables the prioritization of actions by the company, because in addition to the resilience index, it allows to see which dimensions need more attention.

Keywords: Resilience. Drought. Water Supply.

¹ Universidade de São Paulo - São Carlos - São Paulo - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014) indica que o risco da ocorrência de eventos climáticos extremos cresce com o aumento da temperatura média global, o que sugere a necessidade de um planejamento e adequação de infraestruturas, principalmente aquelas associadas aos recursos hídricos.

Neste contexto, pode ser resgatado o conceito de resiliência, definido pela Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres (ISRD, 2004), como a capacidade de um sistema, comunidade ou sociedade de resistir ou se adaptar para manter um nível aceitável de funcionamento e estrutura, quando exposto ao risco.

Considerando que o Brasil tem como desafio colocar esforços alinhados aos compromissos internacionais e nacionais da sociedade frente aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), o que inclui assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos, sendo um de seus objetivos a universalização dos serviços de saneamento (PNUD, 2019); e que a Constituição Federal estabelece o direito fundamental social à saúde, sendo, portanto, dever do Estado instituir diretrizes para o saneamento básico (BRASIL, 1988), é importante pensar em medidas que diminuam tais impactos sobre o setor de saneamento.

Embora o setor tenha avançado nos últimos anos, ainda há diversas áreas com falta de acesso aos serviços de saneamento básico, as quais geralmente estão relacionadas com a desigualdade social e a pobreza (BATES et al., 2008; TEIXEIRA, 2011). De acordo com o relatório da Organização Mundial de Saúde (OMS) e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), em todo o mundo, cerca de 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso à água com qualidade segura para o consumo humano (WHO; UNICEF, 2017), sendo por-

tanto, os sistemas de abastecimento de água o recorte para estudo desta pesquisa.

Considerando os diversos desafios que esses sistemas enfrentam diariamente, como desastres naturais, problemas com a qualidade da água, infraestruturas antigas, vazamentos, entre outros; as prestadoras de serviço precisam lidar com as incertezas no suprimento e na demanda de água frente às mudanças climáticas e o crescimento populacional (EPA, 2015); segundo Marengo (2009), mudanças na variabilidade climática aumentam as incertezas no processo de gestão das águas, já que aumentam a vulnerabilidade do sistema.

Sendo assim, quando se consideram os impactos dos eventos climáticos extremos sobre as operadoras de abastecimento de água, aquelas que incorporam mais atributos de resiliência em suas estratégias para enfrentar tal problema —como por exemplo, um modelo de avaliação de resiliência—, consequentemente minimizam o seu tempo de recuperação e adaptação após o evento perturbador.

Portanto, o objetivo deste artigo é apresentar um modelo de avaliação de resiliência para os sistemas de abastecimento de água frente a eventos de seca e aplicá-lo em uma operadora de abastecimento de água pertencente às Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – PCJ.

2 METODOLOGIA

Primeiramente foi realizada a revisão da literatura para identificar as dimensões e os indicadores para elaborar o modelo de avaliação de resiliência. Essas informações foram levantadas por meio de uma revisão bibliográfica e análise de documentos técnicos. A Fig. 1 apresenta as etapas para elaboração do modelo.

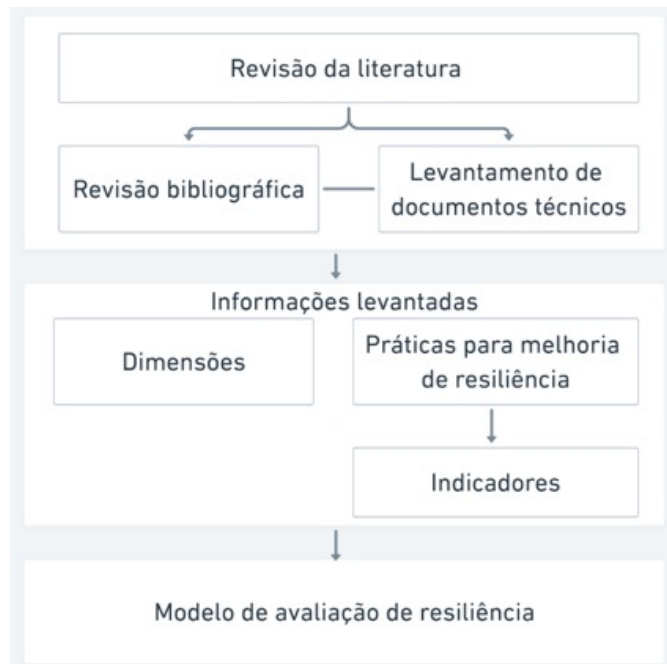


Figura 1 - Etapas para elaboração do modelo de avaliação de resiliência.

2.1 Dimensões e indicadores do modelo

Sendo assim, a partir do levantamento bibliográfico e de documentos técnicos, as dimensões do

modelo elaborado (Fig. 2) foram estabelecidas com base em alguns autores como NIAC (2009); ANSI (2010); Fisher, et al. (2010); ARCADIS (2018); Adapta Brasil MCTI (2020).



Figura 2 - Dimensões do modelo de avaliação de resiliência.

Para elaboração dos indicadores, as práticas para melhoria de resiliência encontradas foram analisadas e adaptadas para perguntas que relacionam a operadora com cada prática e, posteriormente, transformadas nos indicadores do modelo de avaliação.

A partir disso, esses indicadores passaram por um processo de avaliação de sustentabilidade com base no modelo de Pontos de Alavancagem (Fig. 3), proposto por Donella Meadows (MEADOWS, 1999). O modelo é sistêmico, dinâmico e hierárquico, sendo que as prioridades podem ser

direcionadas estrategicamente de acordo com o que se quer alcançar e visam identificar os “pontos de apoio” dentro de um sistema que a partir

de esforços mínimos possam gerar grandes mudanças e resultados satisfatórios (MEADOWS, 1999; COELHO; JORGE; MALHEIROS, 2020).



Figura 3 - Pontos de Alavancagem de Meadows.

Fonte: Coelho; Jorge e Malheiros (2020). Elaborado a partir de Meadows (1999).

São considerados pontos de menor alavancagem os vinculados a questões de infraestrutura; pontos de alavancagem intermediária incluem mudanças relacionadas à organização e gestão do sistema; e pontos de maior alavancagem, voltados à mudança de comportamento.

Portanto, os indicadores foram agrupados de acordo com a categoria dos pontos de alavancagem que melhor os definiam, sendo que foram atribuídos pesos para cada uma destas, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1 - Pesos estabelecidos para as categorias dos Pontos de Alavancagem.

Categoria	Peso
Pontos de Alavancagem Estática	1
Pontos de Alavancagem Dinâmica	2
Pontos de Alavancagem Contextual	3
Pontos de Alavancagem Paradigmática	4

Posteriormente, cada indicador recebeu seu valor de acordo com a categoria em que se encaixava e foi utilizado para calcular o índice de resiliência, como apresentado no item 2.2.

2.2 Cálculo do índice de resiliência

Para o cálculo do índice de resiliência, foram estabelecidos os pesos de cada indicador, definidos pela metodologia dos Pontos de Alavancagem (MEADOWS, 1999), como mostra o item 2.1. Essa variável foi definida como P_i (*Peso do indicador*) e consiste no peso atribuído para cada indicador dentro da dimensão, podendo variar entre 1 e 4.

Em seguida, foi calculada a soma de todos os pesos de uma dimensão, definida como P_d (*Peso total da dimensão*) (1) e consiste, portanto, na somatória de P_i .

$$Pd = \sum Pi \quad (1)$$

Onde:

- Pd = Peso total da dimensão;
- Pi = Peso do indicador.

Para definir o peso máximo que cada dimensão pode representar dentro do modelo foi estabelecido o *Pmd* (*Peso máximo da dimensão*), sendo a sua somatória fixa em 100. Para esta pesquisa, entendeu-se que cada uma das quatro dimensões estabelecidas corresponderia a ¼ do modelo, visto que todas representam igual importância, ou seja, neste caso, cada dimensão pode atingir um peso máximo no valor de 25.

Portanto, para que o indicador tivesse seu peso ajustado conforme o peso máximo que a dimensão poderia atingir, foi estabelecido o *Pfi* (*Peso final do indicador relativo ao total da dimensão*) (Eq. 2), que consiste na seguinte equação:

$$Pfi = \frac{(Pi \cdot Pmd)}{Pd} \quad (2)$$

Onde:

- *Pfi* = Peso final do indicador relativo ao total da dimensão;
- *Pi* = Peso do indicador;
- *Pmd* = Peso máximo da dimensão;
- *Pd* = Peso total da dimensão (Eq. 1).

A partir disso, a operadora de abastecimento de água respondeu cada um dos indicadores com uma nota de 0 (inexistência); 0,5 (em partes); ou 1 (existência); estabelecendo, assim, a variável *Ni* (*Nota do indicador*).

Considerando então o peso final do indicador relativo ao total da dimensão (*Pfi*) calculado para cada indicador, a Nota final do indicador (*Nfi*) foi calculada por meio da Eq. 3:

$$Nfi = Ni \cdot Pfi \quad (3)$$

Onde:

- *Nfi* = Nota final do indicador;
- *Ni* = Nota do indicador;
- *Pfi* = Peso final do indicador relativo ao total da dimensão (Eq. 2).

Portanto, para o cálculo do Índice de Resiliência, foi realizada a somatória de *Nfi*, como mostra a Eq. 4:

$$\text{Índice de Resiliência} = \sum Nfi \quad (4)$$

Onde:

- *Nfi* = Nota final do indicador (Eq. 3).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da revisão bibliográfica e análise de documentos técnicos, foram identificadas as dimensões para compor o modelo de avaliação de resiliência, bem como as práticas para melhoria de resiliência dos sistemas de abastecimento de água.

As práticas identificadas foram organizadas em uma lista e, a partir disso, foram realizadas perguntas que relacionam cada uma delas com a operadora; assim, foram adaptadas para compor os indicadores do modelo elaborado.

Em seguida, a teoria dos Pontos de Alavancagem (MEADOWS, 1999) foi aplicada nestes indicadores, a fim de identificar a sua relevância e pesos atribuídos dentro do modelo proposto para avaliação de resiliência. Nos parágrafos seguintes será apresentada uma breve explicação de cada ponto e seus respectivos indicadores, com base em Meadows (1999) e Coêlho, Jorge e Malheiros (2020), em ordem crescente de relevância.

3.1 Pontos de Alavancagem Estática

12. Constante, parâmetros e números: expressam a condição atual do sistema e podem ser ajustados em favor de um objetivo. No geral, são os pontos de intervenção de menor relevância; já que são baseados nas mesmas informações, metas e regras antigas, o sistema não apresenta uma grande evolução (Tabela 2).

Tabela 2 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 12.

Código	Indicador
IND01	Armazenamento de peças de reposição e manutenção de equipamentos

11. Proteção e estabilização de estoque e fluxo: são as estratégias para garantir o estoque, já que grandes estoques em relação ao seu fluxo tendem a ser mais estáveis. Um grande estoque estabilizador é chamado de *buffer*, sendo, portanto, possível estabilizar um sistema aumentando a capacidade de um *buffer*. Porém, os *buffers* são geralmente entidades físicas, e por isso não são fáceis de mudar e podem precisar de um grande investimento financeiro, portanto, não estão no topo da lista dos pontos de alavancagem (Tabela 3).

Tabela 3 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 11.

Código	Indicador
IND02	Redundância de mananciais para captação
IND03	Suficiência de barragens
IND04	Reciclagem e reutilização de água no sistema operacional
IND05	Diversidade de fontes para a captação

10. Estrutura de material de estoque e fluxo: são as estruturas físicas que dão suporte ao fluxo e ao estoque de material. Estruturas físicas podem ter uma grande influência sobre como o sistema opera, porém, prover mudanças que podem ser

mais lentas e mais caras. Além disso, algumas estruturas de estoques e fluxos são imutáveis (Tabela 4).

Tabela 4 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 10.

Código	Indicador
IND06	Reparos proativos de infraestruturas
IND07	Reparos proativos de redes de água
IND08	Sistema operacional
IND09	Construção e modernização de infraestruturas

3.2 Pontos de Alavancagem Dinâmica

9. Atrasos em relação à taxa de alterações do sistema: refere-se às ações para diminuir a discrepância entre o estado do sistema e os objetivos a serem alcançados, ou seja, os atrasos percebidos no sistema. Esses atrasos são determinantes críticos do comportamento do sistema e poderiam ser um alto ponto de alavancagem exceto pelo fato de que nem sempre são facilmente modificáveis (Tabela 5).

Tabela 5 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 9.

Código	Indicador
IND10	Resposta de emergência
IND11	Treinamento de equipe para resposta de emergência

8. Realimentação de *feedbacks* negativos: refere-se aos impactos negativos que devem ser corrigidos para que o sistema consiga se manter em limites seguros. Geralmente sistemas complexos possuem a realimentação de *feedbacks* negativos que ele pode colocar em ação para que ele possa se autocorriger sob diferentes condições e impactos, sendo que alguns podem estar inativos na maior parte do tempo, mas sua presença é essencial para o bom funcionamento do sistema em longo prazo (Tabela 6).

Tabela 6 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 8.

Código	Indicador
IND12	Controle de perdas
IND13	Continuidade dos serviços de abastecimento de água
IND14	Geradores de energia elétrica para falhas no sistema
IND15	Equipe de emergência para eventos climáticos extremos

7. Realimentação de *feedbacks* positivos: diferentemente do *feedback* negativo, que é auto-corretivo, o *feedback* positivo é autoreforçado: quanto mais você tem de algo, mais você tem a possibilidade de ter mais. Refere-se a situações, sinais ou produtos do sistema que reforçam o funcionamento do próprio sistema e que se continuarem podem levar ao seu colapso.

6. Estrutura do fluxo de informação: refere-se ao sistema de informação e à transparência. A disponibilidade e o acesso às informações podem ser uma intervenção poderosa, com um grande potencial de gerar mudanças e muito mais fácil e barata do que a intervenção em estruturas físicas. Além disso, facilita a tomada de decisão e a demanda da população por serviços adequados (Tabela 7).

Tabela 7 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 6.

Código	Indicador
IND16	Monitoramento de mananciais
IND17	Comunicação e transparência
IND18	Compartilhamento de informações com outras operadoras para mitigar situações de crise

3.3 Pontos de Alavancagem Contextual

5. Regras do sistema (incentivos, punições, restrições): as regras do sistema definem seu escopo, seus limites, seus graus de liberdade, são pontos de alavancagem altos, já que a mudança de uma regra pode gerar o objetivo desejado (consequência positiva) ou mesmo consequências negativas (Tabela 8).

Tabela 8 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 5.

Código	Indicador
IND19	Medidas de restrições no uso da água durante um evento climático extremo
IND20	Políticas públicas capazes de lidar com cenários extremos

4. Poder de alteração, evolução ou auto-organização da estrutura do sistema: refere-se ao poder de auto-organização do sistema, criando estruturas e comportamentos novos, sendo que nos sistemas biológicos temos a evolução, e na esfera social temos a revolução social (Tabela 9).

Tabela 9 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 4.

Código	Indicador
IND21	Plano de segurança hídrica
IND22	Aspectos de mudança climática no plano de segurança hídrica
IND23	Aspectos de resiliência e aprendizados no plano de segurança hídrica
IND24	Programas e ações de conservação e preservação da água
IND25	Informações e cenários climáticos no planejamento
IND26	Restauração e preservação de ecossistemas
IND27	Projeções de demanda futura
IND28	Coleta e tratamento de água da chuva para aumentar o suprimento de água

3. Objetivos do sistema: refere-se à mudança nos objetivos do sistema. Corresponde a um ponto de alavancagem alto, pois possui um grande potencial para gerar mudanças, já que quando se muda o objetivo do sistema todos os outros pontos abaixo dele precisarão de ajustes para se adequar a esse novo objetivo (Tabela 10).

Tabela 10 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 3.

Código	Indicador
IND29	Planejamento integrado

3.4 Pontos de Alavancagem Paradigmática

2. Mentalidade ou paradigma onde o sistema se apoia: refere-se à mudança de mentalidade ou de paradigmas do sistema, ou seja, as mudanças na fonte do sistema, a qual a partir dela se estabelecem os objetivos do sistema, fluxos, feedbacks e tudo o que estabelece o sistema. Dessa forma, corresponde ao segundo maior ponto de alavancagem, pois intervir em um sistema ao nível paradigmático possibilita a sua total transformação (Tabela 11).

Tabela 11 - Indicadores correspondentes ao ponto de alavancagem 2.

Código	Indicador
IND30	Campanhas/Ações para incentivar a reciclagem e reutilização de água
IND31	Campanhas/Ações para conscientização e sensibilização
IND32	Campanhas/Ações para coleta de água da chuva
IND33	Investimento em pesquisa científica

1. Paradigmas do sistema: é o ponto mais alto de alavancagem de um sistema e o mais difícil de ser realizado, pois, mais do que mudar o paradigma em que um sistema se apoia, este ponto refere-se a transcender paradigmas, ou seja, é entender que nenhum paradigma é verdadeiro, já que compreende uma visão limitada de um imenso universo, correspondendo à sua própria visão de mundo.

Após a aplicação da teoria dos Pontos de Alavancagem, os indicadores foram analisados e enquadrados em suas dimensões correspondentes, como mostram as Tabelas 12, 13, 14 e 15.

A dimensão “ameaça climática” é composta por 3 indicadores e está relacionada com exposição ao risco; a probabilidade de ocorrência (com base em dados históricos, geográficos, etc.); a resistência do sistema; e a redundância, observando se o serviço pode ser continuado por meio de outros sistemas, reduzindo o impacto (Tabela 12).

Tabela 12 - Indicadores pertencentes à dimensão “Ameaça Climática”.

Pmd	Código	Indicador	Pi	Pfi
25	IND16	Monitoramento de mananciais	2	6,25
	IND25	Informações e cenários climáticos no planejamento	3	9,38
	IND27	Projeções de demanda futura	3	9,38

A dimensão “desenvoltura” é composta por 18 indicadores e está relacionada com a capacidade do sistema de se preparar habilmente para responder e gerenciar uma crise ou interrupções (Tabela 13).

Tabela 13 - Indicadores pertencentes à dimensão “Desenvoltura”.

Pmd	Código	Indicador	Pi	Pfi
25	IND02	Suficiência de mananciais para captação	1	0,53
	IND03	Suficiência de barragens	1	0,53
	IND04	Reciclagem e reutilização de água no sistema operacional	1	0,53
	IND05	Diversidade de fontes para a captação	1	0,53
	IND09	Construção e modernização de infraestruturas	1	0,53
	IND12	Controle de perdas	2	1,06
	IND20	Políticas públicas capazes de lidar com cenários extremos	3	1,60
	IND21	Plano de segurança hídrica	3	1,60
	IND22	Aspectos de mudança climática no plano de segurança hídrica	3	1,60
	IND23	Aspectos de resiliência e aprendizados no plano de segurança hídrica	3	1,60
	IND24	Programas e ações de conservação e preservação da água	3	1,60
	IND26	Restauração e preservação de ecossistemas	3	1,60
	IND28	Coleta e tratamento de água da chuva para aumentar o suprimento de água	3	1,60
	IND29	Planejamento integrado	3	1,60
	IND30	Campanhas/Ações para incentivar a reciclagem e reutilização de água	4	2,13
	IND31	Campanhas/Ações para conscientização e sensibilização	4	2,13
	IND32	Campanhas/Ações para coleta de água da chuva	4	2,13
	IND33	Investimento em pesquisa científica	4	2,13

A dimensão “robustez” é composta por 6 indicadores e está relacionada com a capacidade do sistema de manter operações e funções críticas diante de eventos perturbadores e crises (Tabela 14).

Tabela 14 - Indicadores pertencentes à dimensão “Robustez”.

Pmd	Código	Indicador	Pi	Pfi
25	IND06	Reparos proativos de infraestruturas	1	2,78
	IND07	Reparos proativos de redes de água	1	2,78
	IND08	Sistema operacional	1	2,78
	IND13	Continuidade dos serviços de abastecimento de água	2	5,56
	IND14	Geradores de energia elétrica para falhas no sistema	2	5,56
	IND15	Equipe de emergência para eventos climáticos extremos	2	5,56

A dimensão “recuperação” é composta por 6 indicadores e está relacionada com a capacidade do sistema de retornar e/ou reconstruir operações de maneira rápida e eficiente após uma interrupção (Tabela 15).

Tabela 15 - Indicadores pertencentes à dimensão “Recuperação”.

Pmd	Código	Indicador	Pi	Pfi
25	IND01	Armazenamento de peças de reposição e manutenção de equipamentos	1	2,08
	IND10	Resposta de emergência	2	4,17
	IND11	Treinamento de equipe para resposta de emergência	2	4,17
	IND17	Comunicação e transparência	2	4,17
	IND18	Compartilhamento de informações com outras operadoras para mitigar situações de crise	2	4,17
	IND19	Medidas de restrições no uso da água durante um evento climático extremo	3	6,25

Após a elaboração do modelo, este foi aplicado na operadora de abastecimento de água por meio de uma planilha *Excel*, composta por seus

indicadores e descrição. A partir da análise das respostas coletadas, 52% dos indicadores receberam nota 1, seguido por 42% que receberam nota 0,5 e 6% que receberam nota 0.

Analisando as dimensões do modelo, na dimensão “Ameaça Climática”, 100% dos indicadores receberam nota 1; na dimensão “Desenvoltura”, 11% dos indicadores receberam nota 0, 44% receberam nota 0,5 e 44% receberam nota 1. Na dimensão “Robustez”, nenhum indicador recebeu nota 0, 33% receberam nota 0,5 e 67% nota 1; e na dimensão “Recuperação”, nenhum indicador recebeu nota 0, 67% receberam nota 0,5 e 33% receberam nota 1 (Fig. 4).

A partir do cálculo do índice de resiliência, como apresentado no item 2.2, a operadora apresentou um resiliência de 78,7, como mostra a Fig. 5.

Além disso, foi analisado o alcance do potencial de cada dimensão, ou seja, a porcentagem que a dimensão atingiu em relação ao *Pmd* (peso máximo da dimensão). Como estabelecido na metodologia (item 2.2), por terem sido consideradas de igual importância, cada dimensão corresponde a ¼ do modelo, ou seja, a pontuação de cada dimensão poderia atingir o máximo de 25 pontos. Portanto, a dimensão “Ameaça Climática”, “Robustez” e “Recuperação”, apresentara uma resiliência alta; já a dimensão “Desenvoltura” apresentou uma resiliência média, como mostra a Fig. 6.

Sendo assim, analisando as dimensões do modelo, conclui-se que apesar da “recuperação” e “robustez” também precisarem de atenção, a dimensão “desenvoltura” é a que apresentou menor resiliência, sendo portanto necessária a priorização de ações voltadas para melhoria dos seus indicadores para que a operadora melhore sua resiliência frente a eventos de seca.

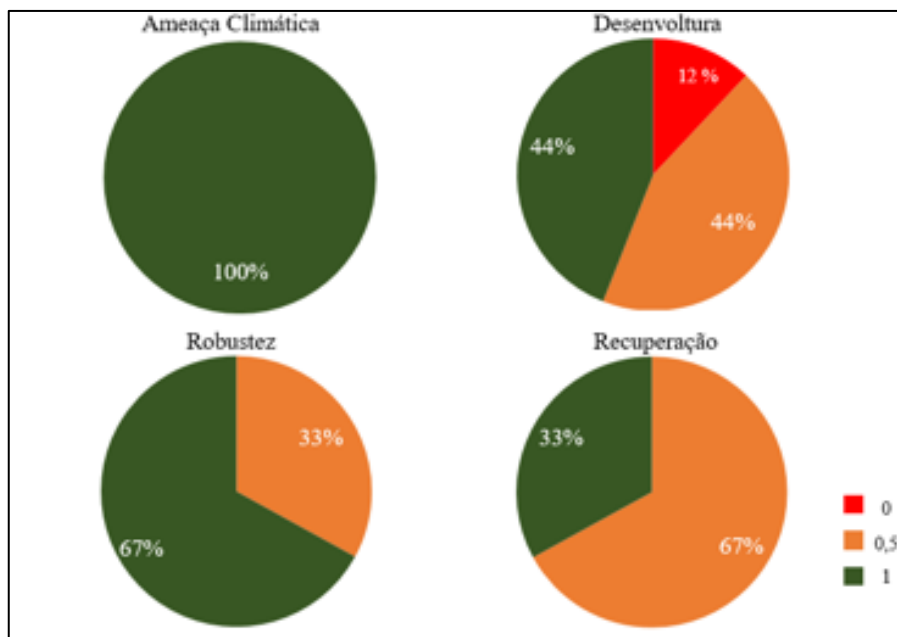


Figura 4 - % das notas dos indicadores do modelo por dimensão.

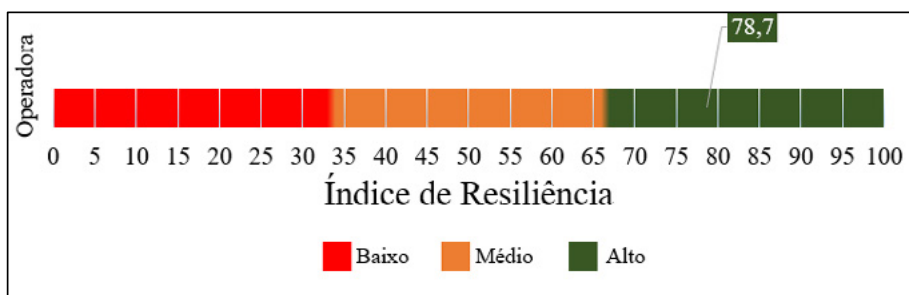


Figura 5 - Resiliência da operadora de abastecimento de água.

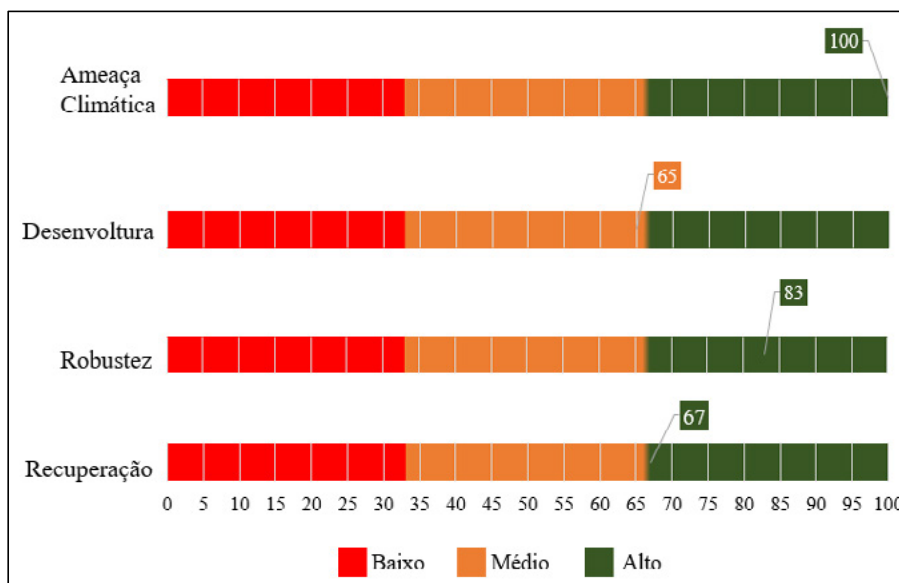


Figura 6 - Alcance de cada dimensão em %.

4 CONCLUSÃO

É importante que as operadoras de abastecimento de água incorporem o conceito de resiliência em sua gestão, sendo que, independentemente de apresentar uma institucionalização ou uma política com enfoque na temática, é essencial que pratiquem ações que visem ao aumento de sua resiliência, como as práticas e indicadores apresentados nesta pesquisa.

Neste sentido, o modelo de avaliação elaborado traz muitos benefícios quando incorporado pela operadora, visto que, além de permitir uma análise de sua resiliência total, também possibilita a visualização dos pontos que precisam de mais atenção, classificando-se, portanto, como uma ferramenta importante na tomada de decisão e priorização de ações.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Jorge NL; **Metodologia:** Jorge NL e Malheiros, TF; **Investigação:** Jorge NL e Malheiros, TF; **Redação – Primeira versão:** Jorge NL; **Redação – Revisão & Edição:** Jorge NL, Almeida AF, Felício, JD e Malheiros, TF; **Supervisão:** Malheiros, TF.

6 REFERÊNCIAS

ADAPTA BRASIL MCTI. **Sobre o AdaptaBrasil MCTI**. 2020. Disponível em: <<https://adaptabrasil.mcti.gov.br/sobre>>. Acesso em janeiro de 2020.

AMERICAN NATIONAL STANDARDS INSTITUTE – ANSI. **Risk Analysis and Management for Critical Asset Protection (RAMCAP®) Standard for Risk and Resilience Management of Water and Wastewater Systems**, 2010, ANSI/ASME-ITI/AWWA.

ARCADIS. **Measuring Resilience in the water industry**. June. 2017. Disponível em: <https://www.nwg.co.uk/globalassets/corporate/about-us/pdfs/3.6_resilience_assessment_final_report_-_arcadis.pdf>. Acesso em dezembro de 2023.

BATES, B.C.; KUNDZEWICZ, Z.W.; WU, S.; PALUTIKOF, J.P. **Climate Change and Water**. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, pp 210, 2008. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/publication/climate-change-and-water-2/>>. Acesso em dezembro de 2023.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. BRASÍLIA, 1988.

COELHO, B.L.; JORGE, N.L.; MALHEIROS, T.F. Avaliação de Sustentabilidade: Modelos Sistêmicos Aplicados às Universidades. **II Sustentare e V Wipis**, 2020. Disponível em: <https://www.even3.com.br/analises/2_sustentare_5_wipis/306691-avaliacao-de-sustentabilidade--modelos-sistemicos-aplicados-as-universidades/>. Acesso em dezembro de 2023.

FISHER, R.E.; et al. **Constructing a Resilience Index for the Enhanced Critical Infrastructure Protection Program**. Decision and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory, UChicago Argonne, LLC. 2010. Disponível em: <<https://publications.anl.gov/anlpubs/2010/09/67823.pdf>>. Acesso em dezembro de 2023.

Intergovernmental Panel On Climate CHANGE - IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

ISDR: Living with the Risk: **A global review of disaster reduction initiatives**. 2004. Disponível em: <[unisdr.org/files/657_lwr1.pdf](https://www.unisdr.org/files/657_lwr1.pdf)>. Acesso em outubro de 2019. Disponível em: <[unisdr.org/files/657_lwr1.pdf](https://www.unisdr.org/files/657_lwr1.pdf)>. Acesso em dezembro de 2023.

MARENGO, J.A. **Impactos de extremos relacionados com o tempo e o clima** – Impactos sociais e econômicos. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Boletim do Grupo de Pesquisa em Mudanças Climáticas –GPMC. Número 8 - Maio de 2009 - Edição Especial. Disponível em: <http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/newsletters/Boletim_No8_Port.pdf>. Acesso em dezembro de 2023.

MEADOWS, D. **Leverage points** – Places to intervene in a system. Hartland, The Sustainability Institute, 1999. Disponível em: <<https://donellameadows.org/archives/leverage-points-places-to-intervene-in-a-system/>>. Acesso em dezembro de 2023.

NATIONAL INFRASTRUCTURE ADVISORY COUNCIL - NIAC. **Critical Infrastructure Resilience**, Final Report and Recommendations, U.S. Department of Homeland Security, Washington, D.C. 2009.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO - PNUD. **Os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio**. 2019. Disponível em: <http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/newsletters/Boletim_No8_Port.pdf>. Acesso em dezembro de 2023.

TEIXEIRA, J.B. **Saneamento rural no Brasil**. In: REZENDE, S.C. (org). Panorama do saneamento básico no Brasil – Vol. VII - Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2011.

United States Environmental Protection Agency (EPA). **Systems Measures of Water Distribution System Resilience**. Washington, USA, 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF). **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Suíça, 2017.

Influência do emprego de retrolavagens no desempenho operacional da microfiltração aplicada ao tratamento de águas para abastecimento em escala piloto


Influence of the backwash on the operational performance of microfiltration applied to water treatment on a pilot scale




- **Data de entrada:**
09/02/2023
- **Data de aprovação:**
14/03/2023

Renan Borelli Galvão^{1*} | Rafaela Mayumi Kawata² | Ana Carolina Akioma² | Zaki Soares de Oliveira Nader² | Fernando Fernandes² | Emília Kiyomi Kuroda²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.013>

ORCID ID

Galvão RB  <https://orcid.org/0000-0003-4278-0490>
Kawata RM  <https://orcid.org/0009-0002-2594-7332>
Akioma AC  <https://orcid.org/0009-0000-9404-5637>

Nader ZSO  <https://orcid.org/0009-0006-1801-9246>
Fernandes F  <https://orcid.org/0000-0003-4172-5588>
Kuroda EK  <https://orcid.org/0000-0001-8678-5619>

Resumo

A microfiltração - MF tem se mostrado uma alternativa interessante ao tratamento convencional de águas para abastecimento. No entanto, seus aspectos operacionais devem ser estudados atentamente para garantir maior produtividade do sistema. Este trabalho buscou avaliar, em escala piloto, a influência do uso de diferentes critérios para realização de retrolavagem durante o tratamento de água bruta por MF. Foram realizados 3 experimentos: E-MF - sem aplicação de retrolavagem; E-MF-R1 - aplicação de 1 retrolavagem a cada hora; E-MF-R2 - aplicação de 1 retrolavagem a cada 10% de perda de fluxo. A condição de operação da microfiltração sem retrolavagens apresentou o pior desempenho operacional, com a maior taxa de redução do fluxo de permeado ($0,0335 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$). As duas condições de aplicação de retrolavagens diminuíram a taxa de redução do fluxo de permeado na mesma proporção ($0,0271 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$), provocando, assim, o aumento de produtividade do sistema.

Palavras-chave: Filtração em membranas. Escala piloto. Contralavagem.

Abstract

Microfiltration - MF has proved to be an interesting alternative to conventional water treatment. However, its operational aspects must be carefully studied to ensure greater system productivity. This work aimed to evaluate, on a pilot scale, the influence of the application of different backwash methods during the treatment of raw water by MF. Three experiments were carried out: E-MF - without backwashing; E-MF-R1 - application of 1 backwash every hour; E-MF-R2 - application of 1 backwash for every 10% flow loss. The microfiltration operating condition without backwashes presented the worst operational performance, with the highest rate of permeate flux reduction ($0.0335 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$). The two conditions of backwash application reduced the rate of permeate flux reduction in the same proportion ($0.0271 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$), thus causing an increase in the productivity of the system.

Keywords: Membrane filtration. Pilot scale. Backwash.

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Apucarana - Paraná - Brasil.

² Universidade Estadual de Londrina - Londrina - Paraná - Brasil.

* **Autor correspondente:** renanbgalvao@outlook.com.

1 INTRODUÇÃO

A tecnologia de filtração em membranas, já amplamente utilizada no tratamento de efluentes industriais e águas para reúso, vem se mostrando uma opção interessante e potencialmente viável para a aplicação em larga escala no tratamento de águas para consumo humano. Tal viabilidade se dá, especialmente, em casos de ampliação de Estações de Tratamento de Águas - ETAs já existentes que necessitam de pós-tratamento para remoção de compostos orgânicos dissolvidos, uma vez que o tratamento convencional é ineficaz na remoção desses contaminantes.

O mecanismo de rejeição de solutos na filtração por membranas consiste, predominantemente, na retenção física das moléculas de diâmetro maior que os poros da membrana, que pode ser do tipo porosa (microfiltração - MF e ultrafiltração - UF) ou densa (nanofiltração - NF e osmose inversa - OI). Pode ocorrer, ainda, em menor proporção, a retenção de compostos por mecanismos de adsorção, difusão e repulsão eletrostática, em função das características das membranas e dos compostos dissolvidos (METCALF e EDDY, 2016; SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

O emprego da tecnologia de filtração em membranas apresenta uma série de vantagens em relação aos demais tipos de tratamento, como: a não obrigatoriedade da adição de reagentes químicos; a maior seletividade; o elevado nível de automação permitido; a menor área requerida para implantação; a flexibilidade e a facilidade de escalonamento, devido a sua característica modular; e a melhora na qualidade da água tratada, considerando a elevada rejeição que a técnica apresenta para uma grande gama de compostos orgânicos dissolvidos potencialmente prejudiciais à saúde (DI BERNARDO et al., 2017; LI et al. 2008; METCALF e EDDY, 2016).

Sua aplicação em escala real para sistemas de saneamento ainda é restrita, principalmente no Brasil, devido aos custos elevados de instala-

ção e operação. Porém, tais custos estão sendo reduzidos devido à otimização dos processos, ampliação do domínio tecnológico e à produção/aplicação em maior escala (JUDD e CARRA, 2021; YOO et al., 2019). Considerando ETAs brasileiras, destacam-se os exemplos da ETA do Alto da Boa Vista (ETA ABV) e da ETA Rio Grande, ambas em São Paulo e operadas pela Sabesp.

Por serem porosas, as membranas de MF são utilizadas principalmente para a remoção de células, coloides e material em suspensão. Assim, apresentam grande potencial de aplicação no tratamento de águas para abastecimento, como uma alternativa ao ciclo completo ou à etapa de filtração em meio granular, por exemplo (FARIA, 2011; LIU et al., 2021; PLAKAS e KARABELAS, 2011; RODRIGUEZ-MOZAZ et al., 2015; SIMÕES, 2016). Em função das diferentes correntes de fluxo (alimentação, permeado e concentrado), dos arranjos dos módulos de membrana e dos modos de operação (pressão ou fluxo constante, recirculação total ou parcial do concentrado, aplicação ou não de retrolavagem), faz-se necessário o estudo atento das condições operacionais da referida técnica, de maneira a viabilizar e otimizar sua aplicação em escala real.

Além disso, embora a tecnologia de filtração por membranas possua extensa pesquisa publicada, em especial no que se refere a experimentos em escala de bancada (NGUYEN et al., 2021; ŞEN-GÜL et al.; 2018; ZHANG et al., 2020), pode-se considerar reduzida a produção científica focada na aplicação em escala piloto da microfiltração e no estudo de seu comportamento e desempenho em função de variáveis operacionais.

Dessa forma, este estudo teve como objetivo avaliar a influência do uso de diferentes critérios para realização de retrolavagem durante o tratamento de água bruta por filtração em membranas de MF, bem como analisar o desempenho operacional e a qualidade do permeado produzido.

2 METODOLOGIA

2.1 Água de estudo – AE

Para a realização dos experimentos de tratabilidade por filtração em membrana de Microfiltração - MF, foram coletados na ETA Cafezal de Londrina-PR (Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR) 14 m³ de água bruta do Ribeirão Cafezal, com o auxílio de um caminhão-tanque devidamente higienizado. A água bruta coletada, denominada neste trabalho como Água de Estudo - AE, foi armazenada em reservatório de fibra de vidro com capacidade de 15 m³, previamente higienizado, localizado no Laboratório de Trata-

mento de Águas e Resíduos - LABTAR da Universidade Estadual de Londrina - UEL.

2.2 Instalação Piloto de Filtração em Membranas - IPFM

A avaliação dos parâmetros operacionais e de qualidade e da aplicação da retrolavagem no tratamento de águas para abastecimento pela técnica de filtração em membranas de MF foi realizada em uma Instalação Piloto de Filtração em Membranas - IPFM, constituída por uma unidade de alimentação de água de estudo e uma unidade de filtração em membranas da empresa Pam Membranas Seletivas (Fig. 1).

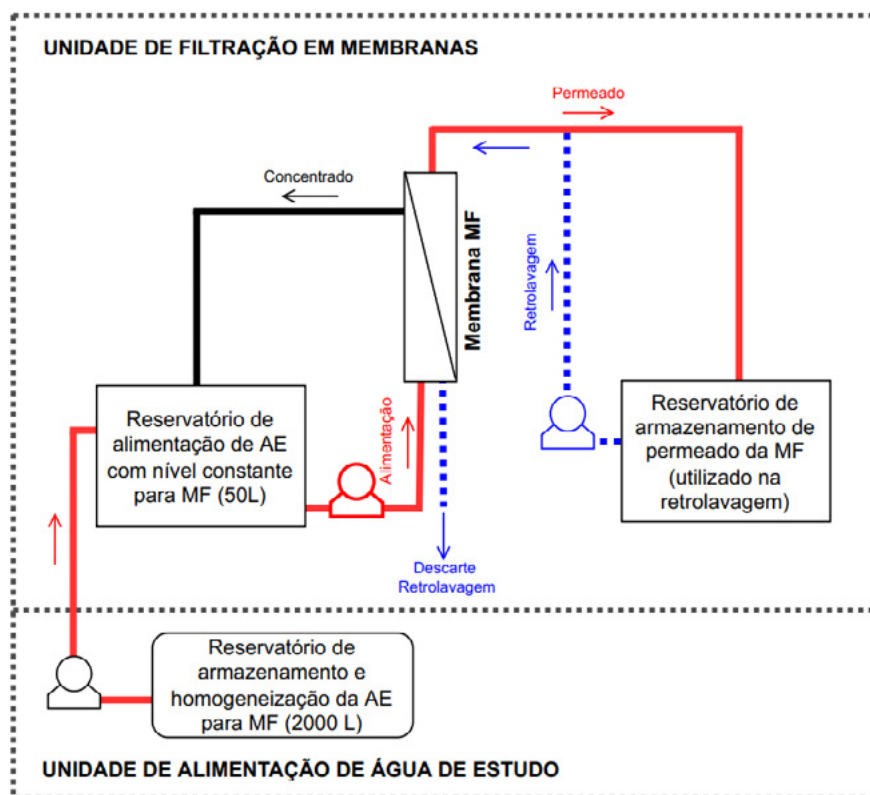


Figura 1 - Representação esquemática da IPFM

A unidade de alimentação de água de estudo foi composta por um reservatório (polietileno reforçado com fibra de vidro de capacidade volumétrica de 2000 L) para armazenamento da AE e um

dispositivo de recirculação para homogeneização permanente, composto por uma bomba centrífuga (Eletroplas – ICS-50B, 0,5 HP), válvulas de manobra e mangueiras (trançadas de PVC). Por meio do

dispositivo de recirculação, a água de estudo era encaminhada para o reservatório da unidade de filtração, em PVC, com capacidade volumétrica de 50 L, dotado de extravasor, que permitia a regularização de nível e alimentação do vaso de pressão.

A unidade de filtração em membranas, por sua vez, possui um suporte de aço carbono e sistema hidráulico montado com tubulações CPVC Schedule 80, composto pelos seguintes elementos: 2 bombas centrífugas para pressurização da linha de alimentação e de retrolavagem (Standex modelo 103B125F31BA), com velocidades de rotação controladas eletronicamente, o que permite operação automática para pressões pré-estabelecidas; vaso de pressão em aço inoxidável para a membrana de MF; manômetros e rotâmetros para a verificação da pressão e da vazão, respectivamente, nas diferentes linhas de escoamento; válvulas de esfera para acionamento e isolamento das diferentes linhas de escoamento e drenagem dos tanques de alimentação e de permeado; válvula de agulha para ajuste de vazão e controle de pressão manual do vaso; tanques de alimentação e de permeado em polipropileno, com volume de 50 L; válvulas solenoides de duas vias, com acionamento elétrico, que permitem o intertravamento para a realização automática de retrolavagem no vaso de pressão da MF; e painel de controle eletrônico com relé lógico programável que permite os ajustes dos tempos de filtração e retrolavagem da MF e operação automática ou manual. O módulo de microfiltração opera em regime de fluxo tangencial.

A membrana de MF (modelo nº 1444 da PAM Membranas Seletivas) foi do tipo fibra oca de poliéterimida, de geometria cilíndrica com diâmetro externo das fibras entre 0,9 e 1,0 mm, tamanho médio dos poros na superfície externa das fibras de 0,4 μm e fibras com camada seletiva externa. O módulo possui área total de permeação de 4 m^2 , 95 cm de comprimento e 6,5 cm de diâmetro. De acordo com a fabricante, a membrana de MF possui uma

eficiência de retenção de 99,9% de microrganismos e sólidos suspensos e opera em condições de pH entre 2,0 e 13,0 e temperatura máxima de 55°C.

2.3 Permeabilidade hidráulica da membrana

A determinação da permeabilidade hidráulica da membrana de MF foi realizada antes do uso (denominada permeabilidade original) e após a limpeza físico-química ao final de cada experimento.

O procedimento de ensaio de permeabilidade da membrana iniciava-se com a compactação da mesma, por meio da passagem de água ultrapura durante 30 minutos sob pressão de 0,20 bar (20 kPa), conforme recomendação da literatura (BAKER, 2004; STREIT, 2009; MORAVIA, 2010). Em seguida, diferentes pressões foram aplicadas (0,05; 0,10; 0,15 e 0,20 bar), e seus respectivos fluxos, monitorados. Cada patamar de pressão foi mantido por 15 minutos, de forma a garantir sua estabilização, e só então a vazão do permeado foi mensurada, por meio da coleta de água permeada por 30 segundos.

Os valores obtidos para vazão de permeado (L min^{-1}) foram convertidos para fluxo de permeado ($\text{L h}^{-1} \text{m}^{-2}$), considerando as diferentes temperaturas dos permeados coletados, a fim de possibilitar o ajuste dos valores de viscosidade para a temperatura padrão de 20°C. Os dados de ensaio foram, então, dispostos em uma curva fluxo de permeado vs. pressão, cujo coeficiente angular da reta ajustada corresponde à permeabilidade hidráulica da membrana ($\text{L h}^{-1} \text{m}^{-2} \text{bar}^{-1}$).

2.4 Procedimento de limpeza da membrana

De forma a recuperar a capacidade de filtração da membrana após sua utilização nos experimentos, a mesma era submetida a um processo de limpeza físico-química, que consistia nas seguintes etapas: (i) execução de duas retrolavagens de 5 minutos cada, intercalando-as com a passagem de 15 mi-

nutos de água potável, sob pressão de 0,10 bar (10 kPa); (ii) passagem de solução de hipoclorito de cálcio - $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ a uma concentração de 1000 mg L⁻¹ por uma hora; (iii) passagem de água potável por mais uma hora, também sob pressão de 0,10 bar.

O procedimento de limpeza físico-química teve seu ciclo repetido até a obtenção de uma recuperação mínima de permeabilidade correspondente a 90% da permeabilidade original da membrana, de modo que a eficiência do experimento subsequente e a avaliação comparativa não fossem prejudicadas.

2.5 Fluxo Crítico e Pressão de Operação

De maneira simplificada, o fluxo crítico pode ser entendido como o fluxo máximo a partir do qual se inicia o processo de colmatação da membrana (*fouling*) em alta taxa (OLIVEIRA, 2016; ZHANG, et al., 2016). Dessa forma, foi realizado ensaio de fluxo crítico para determinação da correspondente pressão aplicada, que foi adotada como pressão de operação dos experimentos de MF.

Para este ensaio foi utilizada a água bruta do Ribeirão Cafezal (AE) como água de alimentação, simulando a operação do sistema durante os ensaios. Os valores de pressão avaliados no ensaio foram de 0,2; 0,3; 0,4 e 0,5 bar. Para cada pressão avaliada, aguardaram-se 30 min para adensamento da membrana e estabilização da pressão e, em seguida, monitorou-se o fluxo por 10 minutos. Os resultados foram plotados em gráficos que relacionam pressão e fluxo de permeado. A pressão

de operação foi determinada como aquela anterior ao patamar de pressão em que foi observado o decaimento do fluxo de permeado.

2.6 Experimentos de tratabilidade por filtração em membrana de MF

Com a finalidade de investigar os parâmetros operacionais e de qualidade da microfiltração aplicada ao tratamento de águas para abastecimento em escala piloto, bem como avaliar a influência de dois diferentes protocolos de aplicação de ciclos de retrolavagens na capacidade de produção de permeado, foram realizados os Experimentos E-MF, E-MF-R1 e E-MF-R2.

Ao início de cada experimento, um volume total de 2000 L da AE (água bruta do Ribeirão Cafezal) era transferido para o reservatório da unidade de alimentação de AE da IPFM.

O Experimento E-MF consistiu na passagem da AE através da membrana de MF, sob pressão de operação constante estabelecida pelo ensaio de fluxo crítico, fluxo de permeado variável e recirculação total do concentrado. A avaliação de desempenho foi realizada pelo monitoramento das linhas de alimentação, permeado e concentrado em relação aos seguintes parâmetros (i) operacionais: pressão, fluxo e temperatura e (ii) de qualidade: turbidez, pH e cor aparente (APHA, AWA e WEF, 2017), conforme Tabela 1. A unidade de filtração da IPFM foi operada em modo automático durante 5 horas de monitoramento.

Tabela 1 - Parâmetros e frequência de monitoramento

Parâmetro		Frequência de monitoramento
Operacional	Pressão (bar)	A cada 15 min na alimentação, permeado e concentrado
	Fluxo (L h ⁻¹ m ⁻²)	
	Temperatura (°C)	
Qualidade	Turbidez (uT)	Primeiros 15 min e posteriormente a cada 30 min no permeado
	pH	
	Cor Aparente (uH)	

Os Experimentos E-MF-R1 e E-MF-R2 foram realizados com a mesma água de estudo (AE), os mesmos parâmetros operacionais (pressão crítica e operação automática) e a mesma frequência de monitoramento utilizados no Experimento E-MF. Nesses experimentos foram aplicados ciclos de retrolavagens intermitentes segundo diferentes critérios. No Experimento E-MF-R1 foi aplicado um ciclo de retrolavagem a cada 1h de operação, totalizando 5 retrolavagens em 5h de operação. Já no Experimento E-MF-R2 foi aplicado um ciclo de retrolavagem a cada 10% de perda de fluxo de permeado, em um total de 10h de monitoramento, para que pelo menos 3 retrolavagens fossem observadas. O ciclo de retrolavagem era programado no painel de controle da unidade de filtração e realizado de forma automática. Iniciava-se com a despressurização

do vaso de pressão seguida da passagem da água do tanque de permeado em contrafluxo à membrana durante 30 segundos, sob pressão máxima obtida com o fechamento total do registro de pressurização da linha de retrolavagem. Todo o volume gerado durante a retrolavagem foi coletado e mensurado.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Permeabilidade hidráulica da membrana

A permeabilidade hidráulica inicial da membrana de microfiltração - MF foi determinada antes da execução dos experimentos e adotada como referência. A curva do ensaio pode ser visualizada na Fig. 2.

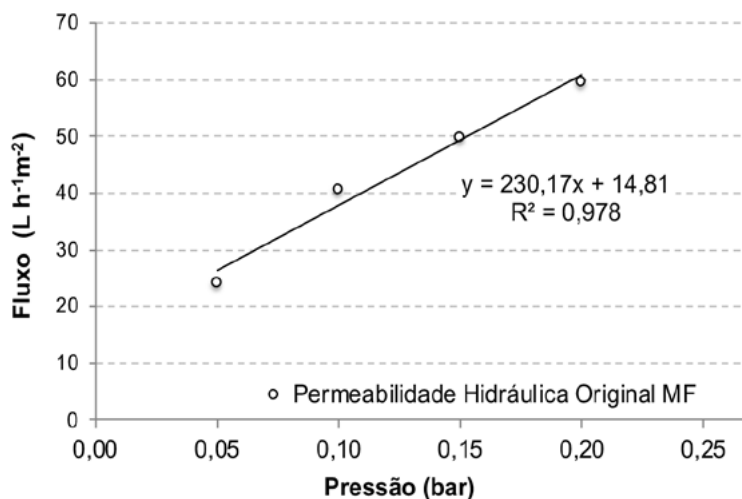


Figura 2 - Permeabilidade hidráulica inicial da membrana de MF

Ao correlacionar a pressão aplicada e o fluxo de permeado produzido pela membrana por meio de uma regressão linear, o coeficiente angular da reta obtido corresponde justamente à permeabilidade hidráulica da mesma. De acordo com a Fig. 2, a permeabilidade inicial obtida para a membrana de MF foi de $230,17 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ bar}^{-1}$.

3.2 Fluxo Crítico e Pressão de Operação

Na Fig. 3 são apresentadas as relações entre fluxo de permeado e pressão aplicada durante o ensaio de fluxo crítico para a membrana de MF e Água de Estudo - AE.

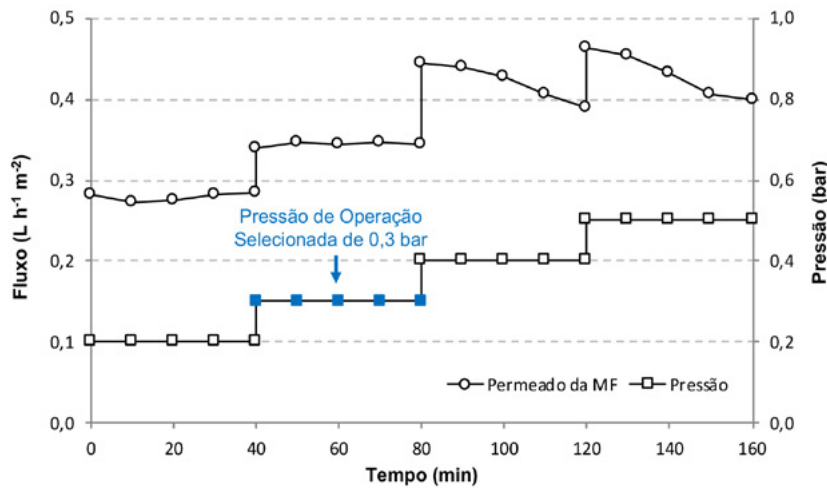


Figura 3 - Fluxo de permeado e pressão aplicada para determinação de fluxo crítico no processo de MF

Pode-se constatar a ocorrência de decaimento do fluxo de permeado a partir do patamar de pressão de 0,4 bar, com variação de 0,44 a 0,39 L h⁻¹ m⁻² (redução de 11,4%), indicando potencial início de *fouling* na membrana. Assim, a pressão de operação adotada para os experimentos (E-MF, E-MF-R1 e E-MF-R2) foi a de 0,3 bar (30 kPa), pressão correspondente ao patamar ensaiado imediatamente anterior àquele em que se observou decaimento do fluxo.

3.3 Experimentos de tratabilidade por filtração em membrana de MF

3.3.1 Parâmetros Operacionais

Os Experimentos E-MF, E-MF-R1 e E-MF-R2 de microfiltração da AE na Instalação Piloto de Filtração em Membranas - IPFM foi realizado com pressão de alimentação/operação constante de 0,3 bar (30 kPa), definida no ensaio de fluxo crítico, fluxo de permeado variável ao longo do tempo e recirculação total do concentrado por um período de 5h para os dois primeiros experimentos e 10h para o último. No decorrer dos

experimentos, a pressão transmembrana manteve-se estável e a temperatura do permeado e do concentrado variou entre: 28,5 e 29,5 °C para o Experimento E-MF; 25,8 e 28,6 °C para o Experimento E-MF-R1; e 23,1 e 24,9 °C para o Experimento E-MF-R2.

Em função da recirculação total do concentrado em todos os experimentos, a qualidade da água do tanque de alimentação também variou, o que pode ter contribuído para a aceleração da formação de torta devido ao aumento da concentração de particulados na água de alimentação ao longo do tempo.

As Fig. 4, 5 e 6 apresentam os dados de monitoramento dos referidos experimentos, indicando os valores pontuais dos fluxos de alimentação, de permeado e de recirculação do concentrado, além dos valores de pressão transmembrana resultante. As setas cinzas indicam os momentos de aplicação de retrolavagem. A Tabela 2, por sua vez, apresenta os valores mínimo, máximo e médio, o desvio padrão e o coeficiente de variação dos referidos parâmetros operacionais.

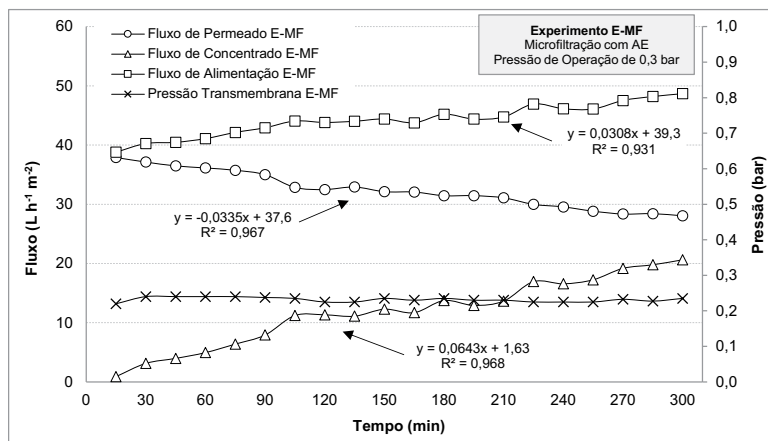


Figura 4 -Valores de pressão transmembrana e dos fluxos de alimentação, concentrado e permeado ao longo do Experimento E-MF

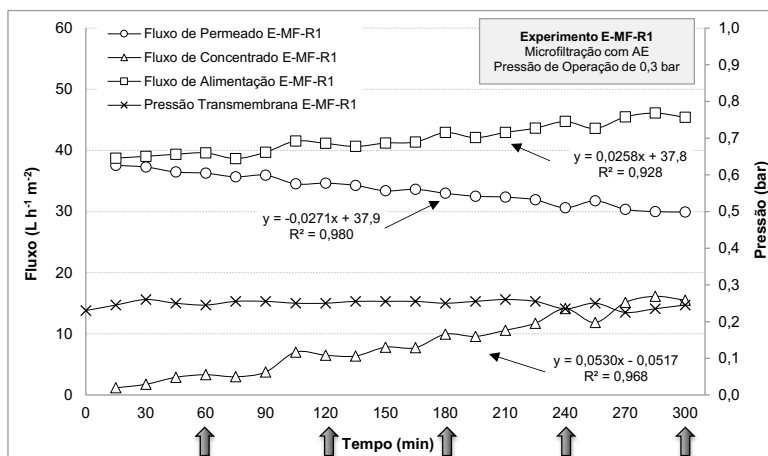


Figura 5 - Valores de pressão transmembrana, dos fluxos de alimentação, concentrado e permeado ao longo do Experimento E-MF-R1

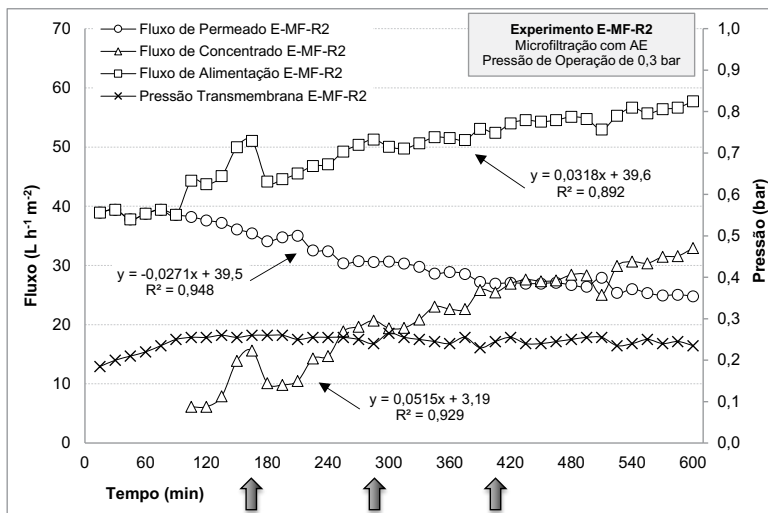


Figura 6 - Valores de pressão transmembrana, dos fluxos de alimentação, concentrado e permeado ao longo do Experimento E-MF-R2

Tabela 2 - Valores mínimo, médio e máximo, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros operacionais dos Experimento E-MF, E-MF-R1 e E-MF-R2

	Parâmetro Operacional	Valor Mín	Valor Máx	Valor Médio*	Desvio Padrão	Coef. de Var. (%)
E-MF	Pressão de Alimentação (bar)	0,26	0,30	0,29	0,01	3,4
	Pressão de Concentrado (bar)	0,15	0,18	0,17	0,01	5,9
	Pressão Transmembrana (bar)	0,20	0,24	0,23	0,01	4,3
	Fluxo de Alimentação (L h ⁻¹ m ⁻²)	38,8	48,7	44,2	2,7	6,1
	Fluxo de Permeado (L h ⁻¹ m ⁻²)	28,0	37,9	32,4	3,1	9,6
E-MF-R1	Fluxo de Concentrado (L h ⁻¹ m ⁻²)	0,9	20,6	11,8	5,8	48,9
	Pressão de Alimentação (bar)	0,29	0,33	0,31	0,01	2,9
	Pressão de Concentrado (bar)	0,16	0,20	0,19	0,01	6,9
	Pressão Transmembrana (bar)	0,23	0,26	0,25	0,01	3,6
	Fluxo de Alimentação (L h ⁻¹ m ⁻²)	38,7	46,1	41,9	2,4	5,7
E-MF-R2	Fluxo de Permeado (L h ⁻¹ m ⁻²)	29,9	37,6	33,6	2,4	7,2
	Fluxo de Concentrado (L h ⁻¹ m ⁻²)	1,2	16,1	8,3	4,8	57,6
	Pressão de Alimentação (bar)	0,23	0,32	0,30	0,02	6,1
	Pressão de Concentrado (bar)	0,14	0,21	0,19	0,02	8,7
	Pressão Transmembrana (bar)	0,19	0,27	0,24	0,02	6,8
	Fluxo de Alimentação (L h ⁻¹ m ⁻²)	37,8	57,8	49,4	5,9	11,9
	Fluxo de Permeado (L h ⁻¹ m ⁻²)	24,8	39,4	31,2	4,9	15,8
	Fluxo de Concentrado (L h ⁻¹ m ⁻²)	6,1	33,0	21,4	8,0	37,4

*Para número de amostras n = 20 (E-MF e E-MF-R1) e 40 (E-MF-R2).

A partir das Fig. 4, 5 e 6 e da Tabela 2, confirma-se a manutenção das pressões de alimentação e transmembrana em valores aproximadamente constantes ao longo de todos os experimentos, com valores médios, respectivamente de: $0,29 \pm 0,01$ bar (coeficiente de variação - CV de 3,4%) e $0,23 \pm 0,01$ bar (CV de 4,3%) para o Experimento E-MF; $0,31 \pm 0,01$ bar (CV de 2,9%) e $0,25 \pm 0,01$ bar (CV de 3,6%) para o Experimento E-MF-R1; e $0,30 \pm 0,02$ bar (CV de 6,1%) e $0,24 \pm 0,02$ bar (CV de 6,8%) para o Experimento E-MF-R2.

O fluxo de permeado, como esperado, foi sendo reduzido do início ao fim dos experimentos. Tal variação está associada à colmatção dos poros da membrana de MF e à formação de torta de lodo em sua superfície. O fluxo de permeado do Experimento E-MF variou de seu valor máximo de $37,9 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, obtido aos 15 min de operação, até seu valor mínimo de $28,0 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, às 5 h de operação, resultando em uma perda de 26,1% da capacidade de produção de água microfiltrada. De maneira análoga, o Experimento E-MF-R1 apresentou variação de fluxo de permeado de

$37,6$ a $29,9 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, o que corresponde a uma perda de 20,5% da capacidade produtiva. Esse valor é inferior à perda de produção observada para o Experimento E-MF, o que indica um aumento de desempenho operacional para a condição estudada, possivelmente em função da aplicação das retrolavagens.

Para o Experimento E-MF-R2, o fluxo de permeado reduziu-se ao longo do experimento de $39,4 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, aos 15 minutos de operação, a $24,8 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, às 10 h de operação. A variação representa uma perda de 37,1% da capacidade de produção de água microfiltrada. Para efeito de comparação com os experimentos anteriores, às 5h de monitoramento o fluxo de permeado do Experimento E-MF-R2 foi de $30,7 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, correspondendo a uma perda de fluxo de 22,1%. Esse valor é inferior à perda observada no Experimento E-MF (26,1%), porém superior à observada em E-MF-R1 (20,5%).

Em resumo, o fluxo de permeado apresentou valor médio de: $32,4 \pm 3,1 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (CV de 9,6%) para o Experimento E-MF; $33,6 \pm 2,4 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (CV de 7,2%)

para o Experimento E-MF-R1; e $31,2 \pm 4,9 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (CV de 15,8%) para o Experimento E-MF-R2.

O fluxo da água recirculada, constituída pela vazão total de concentrado da unidade de filtração, aumentou gradativamente durante a microfiltração, com elevada variabilidade observada para o parâmetro. Para o Experimento E-MF, o fluxo de concentrado variou de 0,9 (aos 15 min de operação) a $20,6 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (às 5h de operação) e apresentou valor médio de $11,8 \pm 5,8 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (CV de 48,9%). O fluxo de concentrado do Experimento E-MF-R1, por sua vez, variou entre 1,2 e $16,1 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, com valor médio de $8,3 \pm 4,8 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (CV de 57,6%). Já no Experimento E-MF-R2, o fluxo de concentrado teve início apenas após 90 minutos (1h30m) de monitoramento e aumentou continuamente durante a microfiltração, variando de 6,1 a $33,0 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$, com valor médio de $21,4 \pm 8,0 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ e CV de 37,4%.

Ajustando os valores dos fluxos de permeado e de concentrado a um modelo de regressão linear, pode-se perceber que a taxa de variação (coeficiente angular da reta ajustada) dos mesmos difere significativamente. Para o Experimento E-MF, o fluxo de permeado decaiu a uma taxa de $0,0335 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ por minuto ($R^2 = 0,967$), enquanto o fluxo de concentrado se elevou a uma taxa de $0,0643 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ por minuto ($R^2 = 0,968$). Já para os experimentos com diferentes critérios de retrolavagem (E-MF-R1 e E-MF-R2), nota-se que o fluxo de permeado decaiu a uma mesma taxa de $0,0271 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ para ambos os experimentos ($R^2 = 0,980$ e $0,948$, respectivamente), enquanto o fluxo de concentrado se elevou a taxas próximas de $0,0530 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ($R^2 = 0,968$) para o Experimento E-MF-R1 e $0,0515 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ($R^2 = 0,929$) para o Experimento E-MF-R2.

Em comparação com as taxas obtidas no Experimento E-MF, é possível perceber a influência positiva da aplicação das retrolavagens nas duas condições avaliadas, que fez com que o fluxo de

permeado se reduzisse a uma taxa 19,1% menor, aumentando a produtividade do sistema.

Assim, ambos os métodos de operação com aplicação de retrolavagem se mostraram de equivalente eficiência no desempenho operacional da microfiltração, com maior produção de permeado do que na operação sem retrolavagem. No entanto, em função da maior variabilidade e do maior fluxo de alimentação observados no Experimento E-MF-R2, pode-se recomendar a adoção do protocolo de retrolavagens do Experimento E-MF-R1 (retrolavagem a cada uma hora de operação) a fim de garantir uma operação mais estável do sistema. O aumento da frequência de retrolavagens não irá aumentar significativamente a produção de rejeitos, pois são executadas com baixa vazão e curta duração.

O tanque de alimentação, que recebia a água de estudo e a totalidade do volume de concentrado, foi operado em nível constante para todos os experimentos. Ao final do experimento, em relação à geração de resíduos: (i) para o Experimento E-MF, o volume de concentrado gerado foi de 39,42 L, correspondendo a apenas 6,1% do volume de água microfiltrada (considerando o fluxo médio de permeado e o tempo de operação - 648 L produzidos); (ii) para o Experimento E-MF-R1, o volume total de rejeitos foi de 52,68 L (39,54 L de concentrado e 13,14 L de retrolavagens), o que corresponde a 7,9% do volume de água tratada produzida (666 L); e (iii) para o Experimento E-MF-R2, foi gerado um volume total de resíduos de 46,17 L (39,22 L de concentrado e 6,95 L de retrolavagens), equivalente a 3,7% do volume de água tratada produzida (1245 L).

3.3.2 Parâmetros de Qualidade

Em relação aos parâmetros de qualidade dos permeados produzidos, os valores mínimo, máximo e médio, o desvio padrão e a remoção média (em relação às características iniciais da AE) estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores mínimo, médio e máximo, desvio padrão, coeficiente de variação e porcentagem de remoção dos parâmetros de qualidade dos permeados produzidos

	Parâmetro de Qualidade	AE	Permeado					
			Valor Mín	Valor Máx	Valor Médio*	Desvio Padrão	Coef. de Var. (%)	Remoção média (%)
E-MF	Turbidez (uT)	29,6	0,71	1,40	1,10	0,25	22,9	96,3
	pH	7,02	7,14	7,29	7,20	0,05	0,7	-
	Cor Aparente (uH)	235	10	19	14	3	19,2	94,0
E-MF-R1	Turbidez (uT)	29,6	0,85	1,34	0,98	0,14	14,5	96,7
	pH	7,02	6,95	7,09	6,99	0,04	0,6	-
	Cor Aparente (uH)	235	10	19	15	3	22,1	93,6
E-MF-R2	Turbidez (uT)	29,6	0,62	1,45	1,10	0,29	26,2	96,3
	pH	7,02	6,80	7,22	7,03	0,11	1,6	-
	Cor Aparente (uH)	235	11	24	19	4	20,8	91,9

*Para número de amostras n = 11 (E-MF e E-MF-R1) e 21 (E-MF-R2).

Analisando a Tabela 3, nota-se que o valor de pH do permeado apresentou-se aproximadamente constante ao longo de todos os experimentos, com valores médios de $7,20 \pm 0,05$; $6,99 \pm 0,04$; e $7,03 \pm 0,11$, para os Experimentos E-MF, E-MF-R1 e E-MF-R2, respectivamente. A turbidez, por sua vez, apresentou valores médios de $1,10 \pm 0,25$; $0,98 \pm 0,14$; e $1,10 \pm 0,29$ uT, e elevadas porcentagens de remoção média de 96,3; 96,7; e 96,3%, respectivamente. O mesmo pode ser notado para a cor aparente, cujos valores médios foram de 14 ± 3 ; 15 ± 3 ; e 19 ± 4 uH, com porcentagens de remoção média de 94,0; 93,6; e 91,9%. Tais valores apontam a elevada eficiência da microfiltração na remoção do material em suspensão da água bruta.

De maneira geral, os permeados produzidos pelos experimentos não atenderam ao padrão de potabilidade estipulado pela Portaria nº 888 do MS-GM de 2021 (BRASIL, 2021), uma vez que a turbidez obtida foi maior que 0,1 uT, Valor Máximo Permitido - VMP estabelecido para efluentes de sistemas de filtração em membranas. Vale ressaltar que o referido VMP foi estabelecido somente nesta última atualização da Portaria e não há especificação qualquer sobre o tipo de membrana ou configuração de sistema para os quais deve ser atendido. Por outro lado, sabe-se que a técnica de microfiltração não apresenta capacidade para atingir tais níveis de eficiência em relação à turbidez, podendo-se considerar este VMP

bastante restritivo para tal aplicação. Com relação ao padrão organoléptico, a cor aparente média se enquadrou ao VMP de 15 uH somente para os Experimentos E-MF e E-MF-R1. Assim, faz-se necessária a adoção de técnica complementar de remoção dos sólidos dissolvidos do permeado, como por exemplo a associação de membrana densa de Nanofiltração ou Osmose Inversa.

4 CONCLUSÕES

A condição de operação da microfiltração sem retrolavagens (Experimento E-MF) apresentou o pior desempenho operacional dentre os cenários avaliados, com a maior taxa de redução do fluxo de permeado ($0,0335 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$).

As duas condições de aplicação de retrolavagens intermitentes ao longo da filtração (Experimento E-MF-R1 e E-MF-R2) diminuíram a taxa de redução de fluxo de permeado na mesma proporção ($0,0271 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$), provocando, assim, o aumento de produtividade do sistema.

A aplicação de uma retrolavagem a cada hora de operação (Experimento E-MF-R1) foi a condição que promoveu a maior estabilidade de operação, sendo, então, a recomendada para aplicação em escala real.

Em relação aos parâmetros de qualidade, a técnica de microfiltração se comprovou eficiente na remoção do material suspenso na água bruta, com remoções máximas de 96,7% de turbidez e 94,0% de cor aparente, mas não suficiente para o atendimento do padrão de potabilidade da Portaria nº 888 do MS-GM de 2021, exigindo, assim, a associação de membranas densas de nanofiltração ou osmose inversa, ou outra etapa de pós-tratamento.

5 FONTES DE FINANCIAMENTO

CAPES e Fundação Araucária.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Galvão RB, Kawata RM e Kuroda EK; **Metodologia:** Galvão RB, Kawata RM, Akioma AC, Nader ZSO e Kuroda EK; **Investigação:** Galvão RB, Kawata RM, Akioma AC e Nader ZSO; **Redação – Primeira versão:** Galvão RB; **Redação – Revisão & Edição:** Galvão RB e Kuroda EK; **Aquisição de Financiamento:** Kuroda EK e Fernandes F; **Recursos:** Kuroda EK e Fernandes F; **Supervisão:** Kuroda EK.

7 REFERÊNCIAS

APHA; AWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation 2017. 1496 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. GABINETE DO MINISTRO. **Portaria nº 888**, de 04 de maio de 2021. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3 ed. São Carlos: LDiBe, 2017.

FARIA, P. C. **Obtenção e caracterização de membranas assimétricas com pele densa à base de poliácrlonitrila**. 80 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Biomédica). Universidade do Vale do Paraíba. São José dos Campos, São Paulo. 2011.

JUDD, S. J.; CARRA, I. Low-pressure membrane technology for potable water filtration: true costs. **Water Research**, v. 191, p. 116826, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116826>

LI, N.N.; FANE, A.G.; HO, W.S.W.; MATSUURA, T. **Advanced Membrane Technology and Applications**. John Wiley & Sons, Inc., Publication. USA. 2008.

LIU, M.; WANG, S.; WANG, T.; DUAN, M.; SU, Y.; HAN, H.; LIN, X.; LI, Z. Application of microfiltration–nanofiltration combined technology for drinking water advanced treatment in a large-scale engineering Project. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 70, p. 619-636, 2021. <https://doi.org/10.2166/aqua.2021.020>

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento De Efluentes E Recuperação De Recursos**. 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman. 2016.

NGUYEN, M. N.; HÉRVAS-MARTÍNEZ, R.; SCHÄFER, A. I. (2021). Organic matter interference with steroid hormone removal by single-walled carbon nanotubes - ultrafiltration composite membrane. **Water Research**, v.199, p.117148. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117148>

PLAKAS, K. V.; KARABELAS, A. J. Removal of pesticides from water by NF and RO membranes - A review. **Desalination**, v. 287, p. 255-265, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.003>

RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; RICART, M.; KÖCK-SCHULMEYER, M.; GUASCH, H.; BONNINEAU, C.; PROIA, L.; BARCELÓ, D. Pharmaceuticals and pesticides in reclaimed water: efficiency assessment of a microfiltration–reverse osmosis (MF–RO) pilot plant. **Journal of hazardous materials**, v.282, p.165-173. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.015>

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. 1ª ed. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

ŞENGÜL, A. B.; ERSAN, G.; TÜFEKÇİ, N. Removal of intra-and extra-cellular microcystin by submerged ultrafiltration (UF) membrane combined with coagulation/flocculation and powdered activated carbon (PAC) adsorption. **Journal of hazardous materials**, v.343, p.29-35. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.09.018>

SIMÕES, C. P. P. **Avaliação operacional e remoção de bisfenol-a no tratamento de água por diferentes tipos de membranas: avaliação em escala piloto**. 2016. 202 p.

YOO, Sung Soo et al. Operating cost reduction of UF membrane filtration process for drinking water treatment attributed to chemical cleaning optimization. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 1126-1134, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.072>

ZHANG, J.; NGUYEN, M. N.; LI, Y., YANG, C.; SCHÄFER, A. I. Steroid hormone micropollutant removal from water with activated carbon fiber-ultrafiltration composite membranes. **Journal of hazardous materials**, v.391, p.12. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122020>

Uma revisão sobre avaliação do ciclo de vida de sistemas voltados à produção de biogás a partir do uso de algas: desafios e perspectivas à sustentabilidade



A review on life cycle assessment of systems focused on biogas production from the use of algae: challenges and perspectives to sustainability



- **Data de entrada:**
25/03/2022
- **Data de aprovação:**
21/03/2023

Renata Estevam^{1*} | Ricardo Franci Gonçalves¹ | João Luiz Calmon¹ | Janaína Simões Lima¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.014>

ORCID ID

Estevam R  <https://orcid.org/0000-0003-1562-5962>
Gonçalves RF  <https://orcid.org/0000-0002-2048-9451>

Calmon JL  <https://orcid.org/0000-0002-3054-4784>
Lima JS  <https://orcid.org/0000-0002-5386-4115>

Resumo

As algas são reconhecidas como uma fonte potencial para produção de biocombustíveis, em especial o biogás. No entanto, os processos para sua conversão ainda deixam a desejar do ponto de vista ambiental, e dessa forma existem limitações para sua aplicação em larga escala. Desta forma, este artigo teve como objetivo central mapear trabalhos dentre 2016 a 2020 por meio da ferramenta *bibliometrix* do software RStudio[®]. Foram mapeados artigos que se utilizaram da avaliação do ciclo de vida, a fim de avaliar a sustentabilidade de sistemas que se utilizam de algas como matéria-prima à produção de biogás em escala conceitual e real. Foi verificado que embora o biogás tenha sido apresentado como uma ótima alternativa para geração de energia e nutrientes ao cultivo das algas, para que o seu uso seja maximizado dentre ademais fins ainda são necessários maiores avanços em microbiologia, química e engenharia a fim de viabilizar técnica e economicamente a comercialização do biogás em larga escala.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Algas. Biogás. Digestão Anaeróbia.

Abstract

Algae are recognized as a potential source for biofuel production, especially biogas. However, the processes for its conversion still leave something to be desired from an environmental point of view, and in this way, there are limitations to its large-scale application. Thus, this article aimed to map works between 2016 and 2022 through the bibliometrix tool of the RStudio[®] software. Articles were mapped that used the life cycle assessment to evaluate the sustainability of systems that use algae as raw material for biogas production on a conceptual and real scale. It was verified that although biogas has been presented as a great alternative for the generation of energy and nutrients from the cultivation of algae so that its use is maximized among other purposes, further advances in microbiology, chemistry, and engineering are still needed to enable technically and economically the commercialization of biogas on a large scale.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA). Algae. Biogas. Anaerobic digestion.

¹ Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) - Vitória - Espírito Santo - Brasil.

* **Autora correspondente:** renata.engenhariacm@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da sociedade, ciência e tecnologia resultou em uma maior demanda por energia (MARTÍN JUÁREZ et al., 2018). A produção de bioenergia, como o bioetanol, o biodiesel e o biogás a partir de algas, é considerada uma alternativa sustentável e promissora. Os biocombustíveis podem ser produzidos por meio de diferentes processos, como transesterificação, fermentação, gaseificação, dentre outros (CHIA et al., 2018; GANESH SARATALE et al., 2018). Dentre os biocombustíveis, o biogás se encontra em uma posição de destaque por ser uma tecnologia ambientalmente amigável (YAN; ZHENG, 2013) e por seu elevado potencial para aliviar a dependência do mundo com os combustíveis fósseis pela produção do biometano (BAHR et al., 2014). Países de clima quente, como o Brasil, possuem um grande potencial para a produção de biogás devido à variedade de biomassa vegetal produzida, além de possuir diversas fontes de águas residuárias como doméstica, industrial e agroindustrial (KLEIN et al., 2019).

O biogás produzido à base de algas é considerado uma tecnologia de terceira geração. Tal atribuição deve-se a sua significância em atender demandas de energia primária usando terras não cultiváveis (HWANG et al., 2016; JANKOWSKA; SAHU; OLESKOWICZ-POPIEL, 2017). Chia et al. (2018) destacam que as algas, ao contrário das plantas fotossintéticas terrestres, são um recurso favorável quando se prevê a produção de biogás devido à alta disponibilidade de biomassa, rápida taxa de crescimento e capacidade de sobreviver em condições adversas. A produção de biogás a partir de algas por biodegradação anaeróbia é a tecnologia mais ecologicamente correta, vantajosa e mais simples porque o processo usa todas as biomoléculas das algas para produção de biogás. Além disso, as algas apresentam vantagens em relação a outros tipos de matérias-primas, como ausência de lignina em

sua estrutura, rapidez de fixação de CO₂ e custos menores de cultivo (KAVITHA et al., 2019).

Conforme Hwang et al. (2016), as vantagens econômicas e ambientais associadas ao cultivo de algas em águas residuárias constituem uma força motriz para promover sua utilização como matéria-prima para produção de bioenergia por meio do biogás. Contudo, ainda existem muitos desafios a serem superados em relação à sustentabilidade do sistema que têm impedido o desenvolvimento da tecnologia de biocombustíveis de algas em escala comercial. Conforme Tasca et al. (2019), as tecnologias para produção de algas são caras em termos de construção e operação, exigindo grande quantidade de eletricidade, CO₂ ao metabolismo e nutrientes (nitrogênio e fósforo). Mesmo, que as algas sejam consideradas uma biomassa de rápido crescimento e estudadas como uma ótima fonte potencial para produção de biocombustíveis para o futuro, o desempenho ambiental dos sistemas de conversão ainda aponta entraves a serem resolvidos (REBELLO et al., 2020).

Como modo de avaliar melhor os impactos ambientais, custos e benefícios da comercialização de biocombustíveis de algas, como o biogás, é necessário avaliar o seu ciclo de vida. Entretanto, existe uma grande dificuldade em avaliar a sustentabilidade do sistema usando métricas independentes. Tais motivos levaram diversos autores, tais como Manninen et al. (2016); Ertem; Neubauer; Junne (2017); Ferreira et al. (2019) e Mediboyina et al. (2020), dentre outros, a utilizar o método de avaliação do ciclo de vida (ACV). A ACV vem sendo citada dentre diversos trabalhos como um método favorável para integrar sistemicamente essas métricas. De forma que é altamente eficaz em determinar os impactos ambientais, econômicos e sociais ocasionados pelo funcionamento dos sistemas (CHIA et al., 2018; REBELLO et al., 2020; TIAN et al., 2019).

Portanto, este artigo teve como objetivo mapear trabalhos nas principais Bases de Dados Eletrônicos (BDEs) que visaram produzir o biogás a partir da utilização da biomassa algácea e avaliaram a sustentabilidade do sistema pelo método de ACV, de forma a apontar categorias de impactos ambientais, fluxos de energia, matérias-primas utilizadas e emissões liberadas para o meio ambiente. Foi utilizado um método de revisão sistemática da literatura, com a implementação da adaptação do instrumento de intervenção Processo de Desenvolvimento do Conhecimento - construtivista (*ProKnow-C*). Isto posto, foram delineados os seguintes objetivos específicos: (i) selecionar um Portfólio Bibliográfico que esteja alinhado com a percepção do pesquisador sobre o tema, sob a ótica de pesquisas com a finalidade de produção de biogás de forma sustentável; (ii) realizar uma análise bibliométrica do Portfólio Bibliográfico selecionado; (iii) realizar uma síntese temática; e (iv) encontrar caminhos e lacunas para pesquisas futuras. Além disso, esta pesquisa pretende contribuir para a comunidade científica sobre o tema estudado, uma vez que apresenta uma seleção representativa de pesquisas internacionais em uma área interdisciplinar. As novas contribuições do presente artigo são: expandir a revisão da literatura; destacar, comparar e analisar sistemas sustentáveis que se utilizam de biomassa algácea para produção de biogás.

2 MÉTODOS

2.1 Ferramenta *Bibliometrix* e filtragem de conteúdo a partir do *Proknow-C*

Para o mapeamento científico foram realizadas leituras específicas em artigos de revisão publicados pelos seguintes autores Hwang et al. (2016), Aziz; Hanafiah; Gheewala (2019), Ubando et al. (2019), Choudhary et al. (2020) e Rebello et al. (2020) a fim de fundamentar as etapas primordiais à consolidação da revisão sistemática. A partir disso, foi observado que os pesquisadores em

geral usam diferentes abordagens quali-quantitativas para entender e organizar as descobertas anteriores. Dentre essas, é citado principalmente a bibliometria devido ao seu potencial de introduzir um processo de revisão sistemática transparente e reproduzível, sendo este com base na medição estatística da ciência, dos cientistas ou da atividade científica (ARIA; CUCCURULLO, 2017). Guler et al. (2016) citam que o uso da bibliometria abrange todas as áreas do conhecimento, sendo aprimorada constantemente durante os anos, por meio de softwares de programação que possibilitam cada vez mais o tratamento automatizado de dados bibliométricos.

Aria e Cuccurullo (2017), pensando em pesquisadores e profissionais que não possuem habilidades gerais de programação, desenvolveram um fluxo de trabalho bibliométrico lógico e o denominaram como *bibliometrix*. Os autores reconstruíram um código aberto no *software RStudio*® e tiveram como objetivos fornecer aos usuários uma ampla variedade de técnicas estatísticas e gráficas. No *RStudio*® foi priorizada a programação devido a sua significância, visto que é bem suportado pela comunidade acadêmica. Além disso, novas funções são contribuídas regularmente pelos usuários em geral. Os autores também ressaltam que a ferramenta é flexível e pode ser rapidamente atualizada e integrada a outros pacotes disponíveis pelo *software RStudio*®. Dessa forma, o *RStudio*® é considerado um software altamente útil ao campo acadêmico, visto que a bibliometria é uma ciência mutável. Diante da viabilidade demonstrada, o *bibliometrix* foi adotado como ferramenta primordial ao desenvolvimento da metodologia do *Proknow-C*.

2.1.1 Seleção do portfólio bibliográfico

O primeiro passo após a delimitação do tema e a escolha da ferramenta científica foi a escolha das palavras-chave. Adiante, as palavras-chave

foram retiradas a partir da leitura de cinco artigos que atenderam totalmente aos objetivos pré-estabelecidos da pesquisa. Em conformidade com Ferenhof et al. (2014) e Aria; Cuccurullo (2017) foram selecionadas duas bases científicas para pesquisa dos artigos: *Web Of Science* e *Scopus*. Para uma maior precisão dos resultados foram utilizados os operadores booleanos (AND e OR), a fim de realizar combinações coerentes entre as palavras-chave. As seqüências de combinações foram respectivas a junções de sinônimos e termos relevantes, da seguinte forma: ("life cycle assessment" OR "life-cycle assessment" OR "life cycle analys*" OR "LCA" OR "life cycle*") AND ("microalgae" OR "algae" OR "micro-algae") AND ("anaerobic digestion" OR "biodegradation") AND ("methane" OR "biogas" OR "bioenergy" OR "biofuel" OR "bioenergy algal" OR "microalgae bioenergy").

Os resultados encontrados foram exportados para o formato *BibTex* com a finalidade posterior de programação em *RStudio* conforme metodologia do *biblometrix*. A seguir, os códigos citados em Aria; Cuccurullo (2017) foram adicionados ao *RStudio* com algumas adaptações. Adiante,

os resultados da bibliometria foram exportados para o *software Excel*.

A partir deste passo, foi necessária a utilização de técnicas ligadas à filtragem de conteúdo em conformidade com o estabelecido pela metodologia do *Proknow-C*. Essa planilha resultou no total de 1144 artigos, demonstrando como principais informações: resumo, tipo de documento, título, periódico, autores, ano de publicação, quantidade de citações, fator de impacto, idioma de publicação e Qualis/Capes. Os filtros selecionados para filtragem de conteúdo foram: apenas artigos em inglês, fator de impacto maior que um, citados pelo menos uma vez e artigos publicados entre 2016-2020. Como resultado foi obtido como Portfólio Bibliográfico (PB) inicial o total de 307 artigos. Posteriormente, os 307 artigos tiveram os títulos e os resumos integralmente lidos. Por fim, como resultado da leitura dos títulos e resumos o PB selecionado foi composto por 20 artigos, sendo estes integralmente lidos, tornando-se o objeto de integral discussão deste artigo de revisão. O fluxo esquemático sobre a definição do PB selecionado encontra-se na Fig. 1.

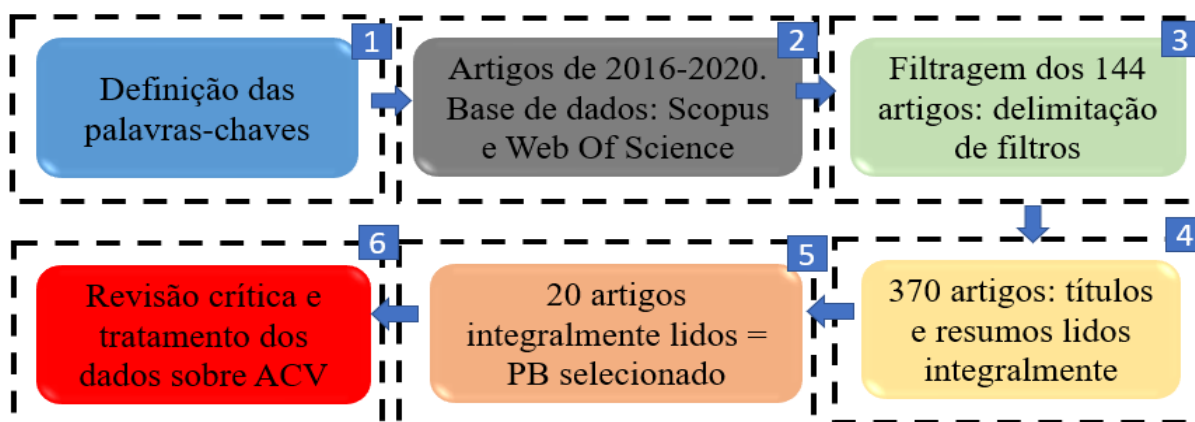


Figura 1 - Fluxo esquemático para definição do Portfólio Bibliográfico selecionado

2.1.2 Análise Bibliométrica

Para a análise bibliométrica e descritiva do PB selecionado foram utilizados o *biblioshiny* e o *software Excel*[®]. O *biblioshiny* refere-se a uma etapa adjacente a programação no RStudio, sendo disponível ao usuário por meio de um código de IP (protocolo de internet). Por meio deste código podem ser consultadas diversas informações científicas relevantes ao tema (ARIA; CURRUCULO, 2017).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise bibliométrica e descritiva do portfólio bibliométrico (PB) selecionado

A seguir, encontram-se os resultados da análise sistemática dos 20 artigos selecionados. No Apêndice A, onde consta a Tabela 1, foram elencadas diversas informações fundamentais a esta revisão crítica. Esses resultados foram respectivos ao mapeamento científico das informações mais relevantes ligadas ao tema, ou seja, pesqui-

sas científicas que de fato retrataram a avaliação do ciclo de vida como forma de avaliar a sustentabilidade de sistemas de tratamento de águas residuárias que se utilizam da biomassa algácea para produção de biogás.

3.1.1 Fontes mais citadas em escala mundial

Na Fig. 2, referente aos 20 artigos selecionados, encontram-se as seis fontes de maior relevância científica dentre o PB selecionado, e suas 56 ocorrências acumuladas durante os anos de 2016-2020. Os anos de 2019 e 2020 foram os de maiores ocorrências acumuladas, totalizando 33 ocorrências. Dentre o principal ranking de importância mundial destacaram-se as seguintes fontes: *Journal Of Cleaner Production* com 22 ocorrências acumuladas mundialmente, sendo seguida respectivamente por *Bioresource Technology* (9), *Energy* (9), *Algal Research* (7), *Science Of The Total Environment* (5) e *Renewable Energy* (4) no período de 2016 a 2020.

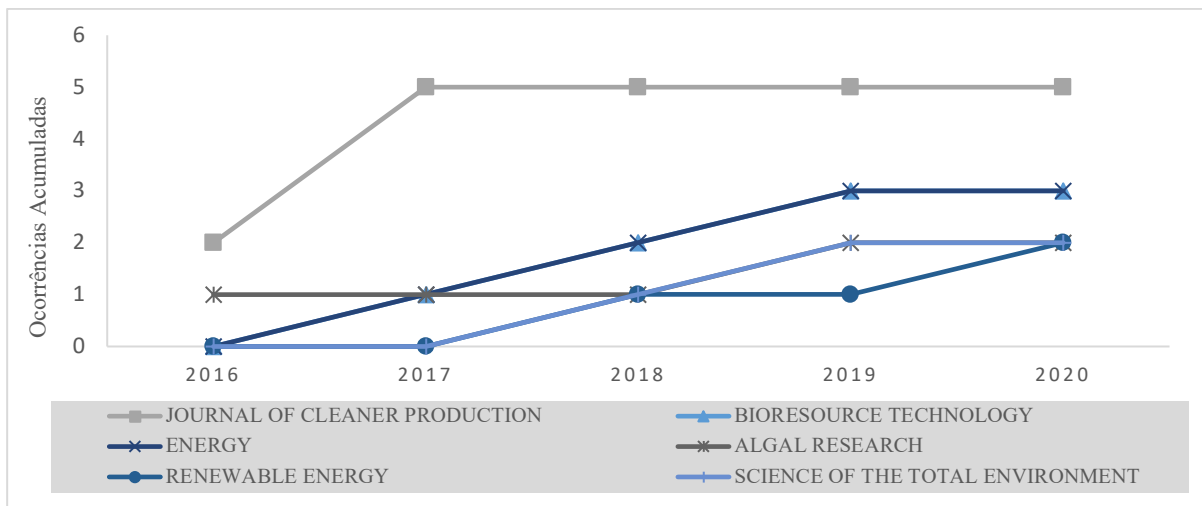


Figura 2 - Crescimento dinâmico das fontes mais relevantes

3.1.2 Fontes mais relevantes do PB selecionado

A partir da revisão sistemática foi observado que as fontes mais relevantes respectivas ao PB se-

lecionado foram: *Renewable & Sustainable Energy Reviews* com um fator de impacto (FI) de (16,799), sendo seguida respectivamente por *Bioresource*

Technology (11,889) e *Applied Energy* (11,446). As demais fontes selecionadas, *Journal of Cleaner Production*, *Science of The Total Environment*, *Energy*, *Renewable Energy*, *Algal Research* e *Bioprocess*

And *Biosystems Engineering* também foram consideradas altamente relevantes, haja visto que, mais de 70% possuíam FI > 8.000 e o restante (15%) FI >3.000 conforme Fig. 3.

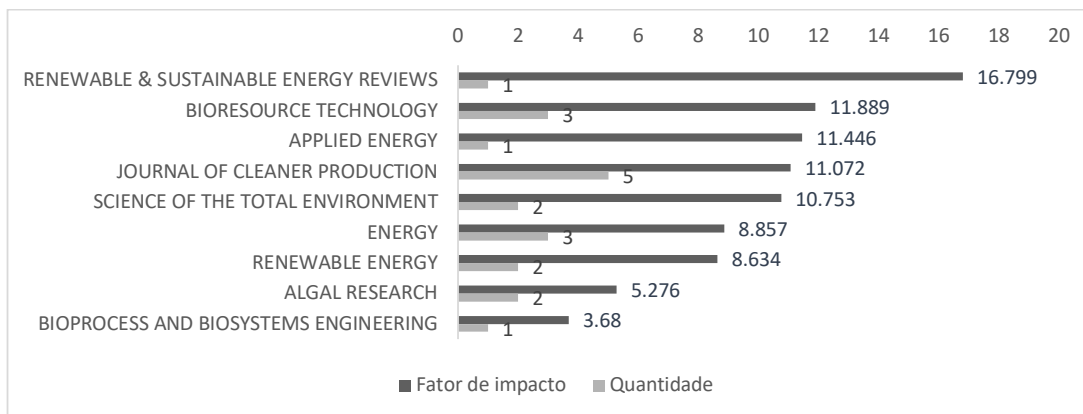


Figura 3 - Fontes mais relevantes do PB selecionado entre 2016-2022.

3.1.3 Países mais relevantes segundo as publicações sobre ACV

Os 20 artigos selecionados sobre a avaliação do ciclo de vida foram publicados com a seguinte

frequência na Espanha (8), Itália (4), Alemanha (2), China (2), Dinamarca (1), Finlândia (1), França (1) e Índia (1). Na Fig. 4 pode ser visualizada a distribuição geográfica mundial dos mesmos.

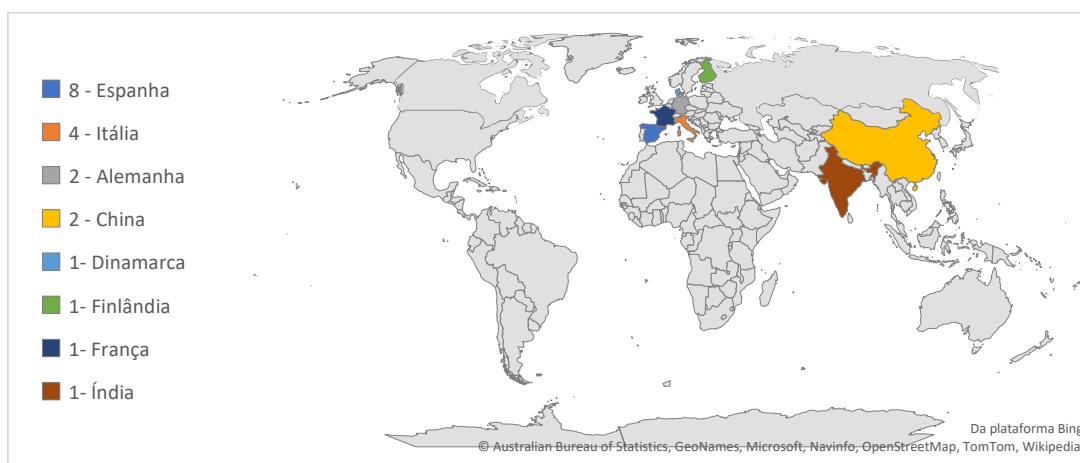


Figura 4 - Distribuição geográfica dos países que integraram o PB selecionado

3.1.4 Palavras-chave mais relevantes

Com base nos 20 artigos selecionados encontram-se na Fig. 5 as palavras-chave mais relevantes ao tema da avaliação do ciclo de vida em siste-

mas que utilizam algas para produção de biogás. Dessa forma foi evidenciado que as palavras-chave mais citadas dentre os 20 artigos foram respectivas ao idioma inglês, conforme segue-se: *biogas*

(22), *anaerobic digestion* (18), *algae* (14), *life cycle* (14), *environmental impact* (12), *life cycle assessment* (LCA) (12), *biomass* (10), *carbon dioxide* (10) e

life cycle analysis (10). De modo que, ao utilizá-las nas bases de dados de busca, a precisão para com os resultados pode ser aprimorada.



Figura 5 - Palavras-chave em inglês mais relevantes do PB selecionado.

3.1.5 Autores do portfólio bibliográfico selecionado e números de citações

Dos 20 artigos que integraram o PB selecionado, evidenciou-se que todos os autores foram citados pelo menos uma vez durante os anos de 2016 a 2020 (Fig. 6). Além disso, o número de citações foi expressivo, haja visto que 100% do PB foi citado mais de 10 vezes. Trabalhos como o

de Arashiro et al. (2018) demonstraram o maior número de citações (143), sendo seguido por Czyrnek-Delêtre et al. (2017) com 72, e Ertem; Neubauer; Junne (2017) com 71. Um aspecto interessante notado foi que não necessariamente os artigos mais antigos eram os mais citados; isso infere diretamente sobre sua relevância em termos do que está sendo mais pesquisado.

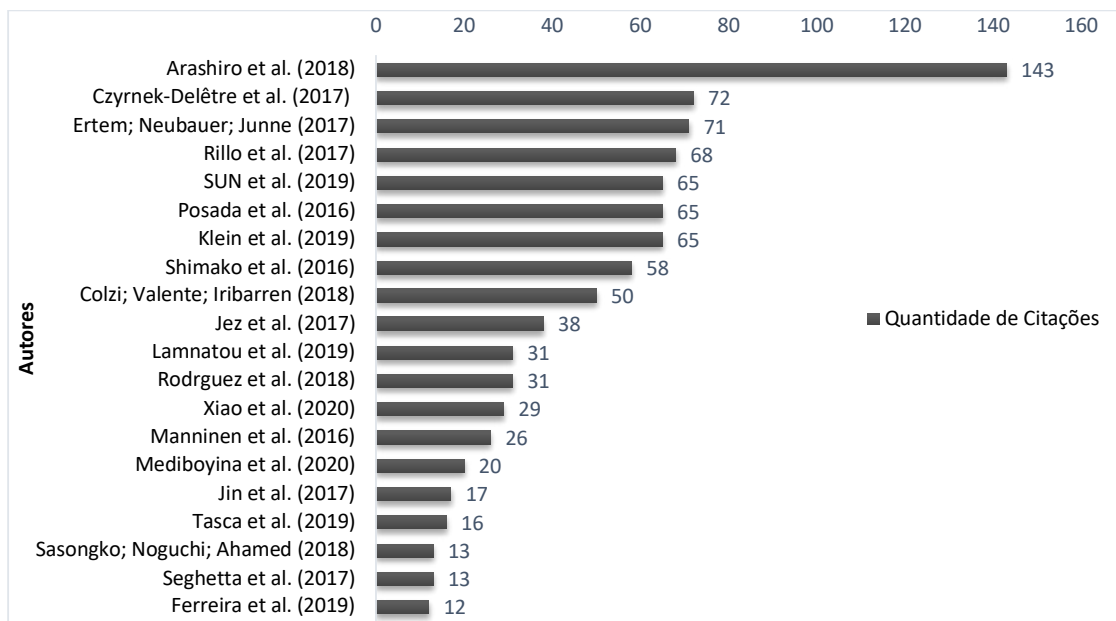


Figura 6 - Autores e quantidade de citações durante os anos de 2016 a 2020.

3.2 Revisão crítica sobre a avaliação do ciclo de vida (ACV) de sistemas voltados a produção de biogás a partir de algas

As discussões foram fundamentadas em função dos 20 artigos selecionados (Apêndice A - Tabela 1) que integraram o portfólio bibliográfico; estes foram integralmente lidos e tratados em relação à importância das suas informações dentro cada etapa de avaliação necessária à avaliação do ciclo de vida (ACV). Dentre os estudos fichados, foram evidenciados os que, além do biogás, também avaliaram a produção e os impactos do biodiesel. Nos estudos de Shimako et al. (2016), Sasongko; Noguchi; Ahamed (2018) e Sun et al. (2019) podem ser consultadas informações sobre a ACV da produção do biodiesel em escala real e conceitual. Outro ponto importante destacado foi que além da monodigestão das algas também houve estudos que realizaram a codigestão das biomassas. Os resultados encontrados foram mapeados, tratados graficamente e discutidos nesta seção, conforme os aspectos de localização geográfica, tipo de matéria-prima

utilizada, unidade funcional (UF) de referência, limite do sistema (do berço ao portão, do berço ao túmulo, e do berço ao berço), utilização do biogás, utilização do lodo digerido e a avaliação das categorias de impacto.

3.2.1 Local de aplicação e países

Foi dado um destaque para as localidades onde foram desenvolvidos os estudos da ACV, pois diversos autores confirmaram em seus estudos que de fato a distribuição geográfica influenciava tanto no quesito de sustentabilidade como na forma de cultivo das algas e produção de biogás. Conforme a Fig. 7, dentre o PB, a Espanha foi o país que mais desenvolveu trabalhos sobre a ACV, com 25% de representatividade, sendo este seguido pela China (15%), França (10%) e Itália (10%). Os demais países, como Alemanha, Dinamarca, Finlândia, Holanda, Índia, Indonésia, Irlanda, representaram 5% de representatividade, incluindo o Brasil.

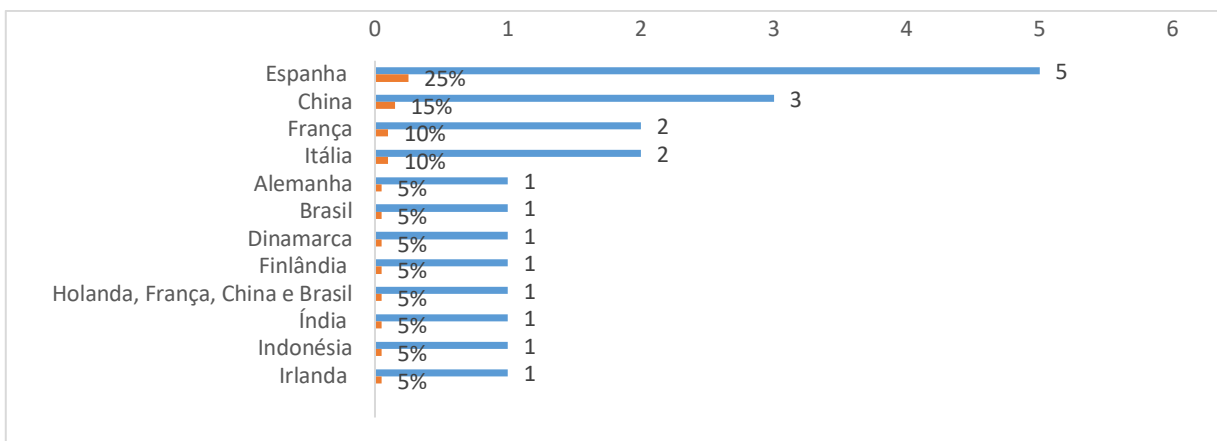


Figura 7 - Localização geográfica e frequência de publicações dos 20 artigos do PB.

Questões sobre a interferência da localidade geográfica podem ser melhor exemplificadas em alguns estudos. Manninen et al. (2016) tiveram como objetivo avaliar as potencialidades e os de-

safios de uma estação de tratamento de águas residuárias (ETAs) de pequena escala conceitual, sendo esta combinada com o conceito de lagoa de algas. Entretanto, esse estudo foi realizado na Fin-

lândia, uma área de baixas temperaturas e pouca irradiação solar. Desta forma, os autores colocaram que o maior entrave para sustentabilidade é respectivo ao fornecimento de condições ideais ao crescimento ótimo das microalgas, principalmente no período de inverno. Além disso, a ACV apontou que a energia produzida pelo biogás não seria capaz de cobrir os gastos de energia (calor + eletricidade) necessários ao cultivo das algas e ao processo de colheita. Neste modelo, os autores concluíram que esse dado sistema não apresentava viabilidade econômica e ambiental para ser implementado em escala real.

O que se contrapõe a Jez et al. (2017) foi que os autores viabilizaram a substituição da energia gerada pelo biogás pela instalação de sistemas fotovoltaicos, pois ambientalmente seria mais conveniente, uma vez que o biogás contribuía significativamente com a emissão de gases poluentes. No dado estudo, os sistemas fotovoltaicos foram estimados a partir de cenários e dados provenientes do software SimaPro 7.3.3 representando uma eficiência de conversão de 25%. Diferentemente das condições adversas evidenciadas na Finlândia, a localidade em questão possuía ótimos índices de luminosidade, referindo-se a uma região da Itália. Com a implementação do sistema fotovoltaico, os impactos do sistema seriam diminuídos em cerca de 68% das mudanças climáticas e 66% do esgotamento fóssil. Czyrnek-Delêtre et al. (2017) é outro exemplo positivo que dispôs sobre a influência da localidade na sustentabilidade do sistema. Os autores analisaram as características do local e as épocas sazonais a fim de verificar a influência desses na produção do biogás. De fato, conseguiram evidenciar que o biometano produzido no mês de agosto diminui em 22% os impactos ambientais na Irlanda. Também foi notado que a sustentabilidade do sistema aumentava em conformidade com o crescimento das algas por unidade de área, posto que as algas removiam resíduos ricos em nitrogênio e fósforo das águas

residuárias, e como consequência aumentavam o seu rendimento.

Já em Shimako et al. (2016), diferentemente dos demais autores, além do biogás, também avaliou a sustentabilidade do biodiesel. Um ponto interessante referente a esse estudo é o enfoque da localidade para o cultivo das microalgas. O local de cultivo foi o sul da França, à beira-mar, com grande quantidade de luz solar e próximo a uma usina termelétrica para fornecer quantidades ótimas de CO₂ para o cultivo das microalgas. Apesar das condições favoráveis, os autores evidenciaram que a combustão do biodiesel e do biogás se baseava no dióxido de carbono fóssil proveniente da usina termelétrica. Por tais motivos, apesar das ótimas condições ambientais, a ACV apontou que o sistema em questão não era sustentável, visto que o dióxido de carbono fóssil contribuía negativamente com as mudanças climáticas.

Posada et al. (2016) realizaram uma comparação por meio de um projeto conceitual para avaliar o desempenho ambiental de biorrefinarias em localidades geográficas distintas, conforme segue-se, França, Holanda e China. Como já apontado pelos estudos discutidos até então, nesse estudo também foi comprovado que a localização geográfica influenciou na sustentabilidade dos sistemas. Essa influência referiu-se a um mix específico de eletricidade e ao seu preço relacionado. Um exemplo é que a França obteve a pior avaliação em relação aos impactos ambientais, pois o uso da energia elétrica baseava-se principalmente na produção de energia nuclear. Da mesma forma, a Holanda e a China não obtiveram uma boa avaliação, pois em ambos os países a mistura de eletricidade é composta principalmente por combustíveis fósseis em sua matriz energética.

3.2.2 Tipo de biomassa

Foi verificado que 100% dos estudos do PB se utilizaram de biomassa algacéa (microalgas e/

ou macroalgas) como uma das fontes de matéria-prima. É válido destacar que o termo algas foi adotado para os casos, onde não foram especificados o tipo de biomassa algácea utiliza-

da. Conforme a Fig. 8, 55% dos trabalhos utilizaram microalgas como biomassa necessária ao processo de biodigestão anaeróbia voltada à produção de biogás.

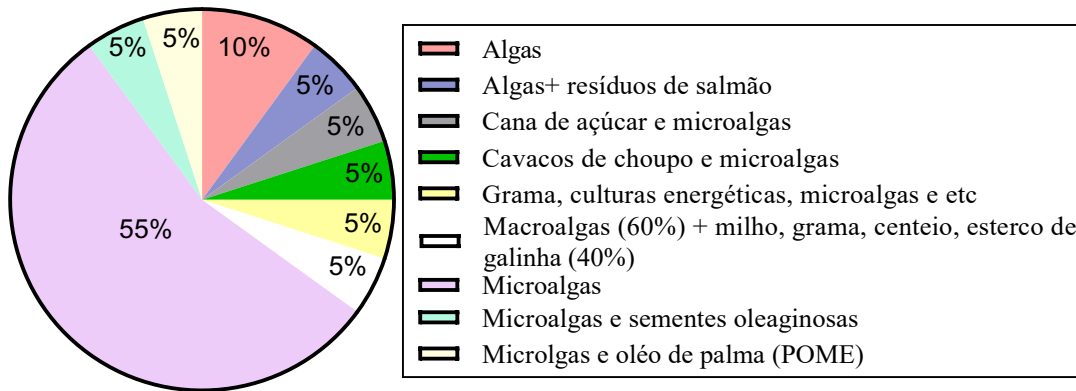


Figura 8 - Tipo de biomassa utilizada nos estudos de ACV.

Além disso, em 35% dos trabalhos foi verificada a realização do processo de codigestão (biomassa algácea + outras matérias-primas) (Fig. 8). A maioria desses estudo teve como finalidade aumentar os rendimentos de biogás, mas é válido destacar que em alguns trabalhos também foi identificada a produção de biodiesel. Um ótimo exemplo de codigestão pode ser verificado em Sasongko; Noguchi ; Ahamed (2018). Os autores tinham como principal objetivo a produção de biodiesel, utilizando-se de duas biomassas: óleo de palma e microalgas. Os autores apontaram em seus resultados que dependendo do tipo de biomassa, essa é capaz de corroborar a diminuição dos impactos ambientais. De fato, o dado estudo apresentou que o biodiesel contribuiu com a diminuição de 62,37gCO₂ eq/MJ de gases de efeito estufa, ou 25,57% a menos do que o diesel de referência (83,8gCO₂ eq/MJ), enquanto a produção combinada (microalgas + óleo de palma) contribui com 49,78 gCO₂ eq/MJ ou 40,59% menos do que o diesel de referência.

Ainda sobre a Fig. 8, vale destacar que foram evidenciados autores que inviabilizaram o uso

da biomassa algácea quando esta é produzida com a finalidade de produzir óleo de microalgas para fins energéticos. Jez et al. (2017) buscaram comparar o óleo de microalgas com o óleo de cultivos convencionais proveniente de sementes oleaginosas (girassol e colza). De fato, os autores conseguiram demonstrar maiores impactos ambientais em relação ao uso do óleo de microalgas como matéria-prima. Foi enfatizado que quaisquer que sejam as aplicações energéticas do óleo de microalgas, não são capazes ambientalmente de competir com o óleo fóssil e o óleo de colza. Os impactos gerados devem-se à grande demanda de energia (eletricidade + calor) necessários e ao consumo de materiais para a produção de biomassa algácea. Além disso, as emissões de CO₂ do óleo de microalgas são maiores do que o óleo combustível em duas ordens de magnitude, enquanto o óleo de colza poderia representar ao sistema uma redução de cerca de 36% das emissões de gases de efeito estufa. Como forma conclusiva, os resultados deste estudo demonstraram, de forma geral e independentemente da região global, que o óleo de microalgas está longe de ser aceitável para fins energéticos.

3.2.3 Unidade funcional (UF)

Conforme ISO 14040 (2006), a unidade funcional fornece uma base lógica para comparar o desempenho ambiental das alternativas possíveis ao aumento da sustentabilidade de um dado sistema de referência. A unidade funcional é usada como uma unidade de referência para quantificar o desempenho dos sistemas de produtos. Normalmente, quando se prevê a produção de biogás, a escolha

da unidade funcional em sistemas de bioenergia é baseada em energia, massa, distância, volume e hectare de terra agrícola (AZIZ; HANAFIAH; GHEEWALA, 2019). Conforme Fig. 9, os estudos de ACV demonstraram unidades funcionais distintas: t, kg, m³, MJ, kWh = Potência (KW) x h (horas) e ha. Contudo, houve predominância em 40% dos trabalhos da utilização do MJ como unidade funcional para produção de bioenergia.

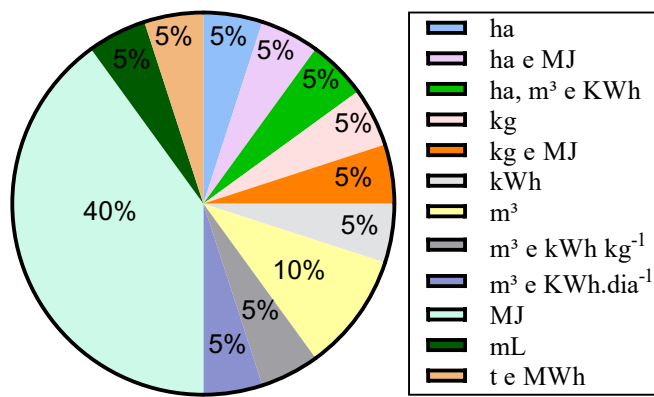


Figura 9 - Unidades funcionais adotadas dentre o PB.

No estudo de Ertem; Neubauer; Junne (2017) os resultados demonstraram que diferentes unidades funcionais conduzem a resultados diversos, o que sublinha a importância da consideração de uma UF relevante. Os autores compararam duas UF para produção de bioenergia, conforme segue-se: 1MJ de produção de energia a partir da digestão anaeróbia de macroalgas e 1kg de matéria-prima de culturas energéticas alimentada nos digestores. Foi demonstrado respectivamente por meio da avaliação das categorias de impacto, aquecimento global (AG), acidificação (A), eutrofização (E) e transformação de terra (TDT) que quando a UF era definida em 1 MJ, os impactos poderiam ser minimizados em 67%, 95%, 65% e respectivamente 73% por evitar o espalhamento do lodo digerido, uma vez que o sistema em questão analisado não

incluiu nenhuma atividade agrícola. Já quando a UF estabelecida era respectiva a 1 kg de matéria-prima, os impactos da E e AG seriam aumentados respectivamente em 22% e 15% em relação à UF anteriormente adotada. De modo geral, os autores concluíram que quando o objetivo é produzir mais energia, a substituição de culturas energéticas por biomassa de macroalgas é viável, pois ajuda a resolver o dilema entre bioenergia e produção de alimentos. No entanto, quanto à quantidade de matéria-prima a ser transportada e alimentada nos biodigestores, seria interessante analisar todo o sistema com base na UF de 1 kg de matéria-prima. Nesse caso específico, as culturas energéticas poderiam ser mais favoráveis para mitigar os efeitos ambientais negativos das usinas de biogás (ER-TEM; NEUBAUER; JUNNE, 2017).

3.2.4 Limite do sistema

Sobre a limitação dos perímetros do sistema, em 50% dos trabalhos a ACV foi utilizada para verificar os impactos dos bioprodutos do berço ao túmulo, ou seja, a ACV desenvolvida cobriu a fase de utilização do biogás. Vale destacar que 45% dos trabalhos desenvolveram a análise do berço ao portão; isso quer dizer que incluíram a suplementação da matéria-prima até a produção de biogás. Por fim, apenas 5% dos trabalhos possuíam o limite do sistema como do berço ao berço, ou seja, os recursos foram maximizados ao máximo dentro sua cadeia produtiva. Em relação à importância do limite do sistema para produção sustentável de biocombustíveis, destacaram-se alguns trabalhos do PB. Um exemplo foi em relação ao sistema do berço ao berço demonstrado no trabalho de Jin et al. (2017). Os autores demonstraram um sistema de micro-bio-loop para produção de biogás. O micro-bio-loop (sistema de reintegração de recursos) era integrado pela cultura de microalgas, de-oxigenação (remoção de oxigênio dissolvido, sendo este progressivamente esgotado pela respiração escura da microalga), digestão anaeróbia e decomposição anaeróbia. Foi apontado que o sistema produzia 0,1873 m³/dia de biogás; além disso, as taxas de reciclagem de N, P e K (nitrogênio, fósforo e potássio) no micro-bio-loop atingiam 99,8 ± 1,9%, 102,7 ± 1,1% e 104,2 ± 0,9% respectivamente. Tal sistema fornecia fertilizante às culturas de microalgas, livrando-se de fertilizantes químicos, ou seja, havia uma integração de bioprodutos novamente ao berço. Destacaram, ainda, que o sistema de micro-bio-loop possui alto potencial de mercado, sendo avaliado em cerca de US\$ 40 bilhões para estimular a produção de biogás. Segundo os autores, esse tipo de sistema é capaz de reduzir a emissão de CO₂ em pelo menos 210 milhões de toneladas nos próximos 5 anos (JIN et al., 2017).

Já um exemplo em relação ao limite do sistema do berço ao túmulo referiu-se ao trabalho de Klein et al. (2019). Os autores apontaram que uma instalação integrada de microalgas a uma usina de cana-de-açúcar é capaz de diminuir os impactos ambientais envolvidos na produção de etanol de anidro. De fato, as emissões de gases de efeito estufa do berço ao túmulo flutuaram em torno de 18g CO₂ eq/MJ, com redução de 15% em relação ao etanol convencional de cana-de-açúcar. Além disso, segundo os mesmos autores, dependendo do cenário, uma biorrefinaria integrada que produz em torno de 347 milhões de litros de etanol anidro/ano seria capaz de mitigar cerca de 500 mil t CO₂ eq/ano ao substituir a gasolina pelo etanol de anidro. Tal exemplo citado, acentuou a importância da ramificação de sistemas, em vista das vantagens ambientais apontadas pela integração. O que se contrapõe com Sasongko; Noguchi; Ahamed (2018), visto que os autores se utilizaram de um limite do sistema como do berço ao portão, e destacaram na prática pontos que poderiam ser melhorados a partir da maximização do sistema de referência. Determinados autores tiveram como objetivo demonstrar que sistemas combinados por óleo de palma e microalgas são uma ótima alternativa quando se prevê o reaproveitamento do biogás. Nesse estudo, ao ser produzido o biodiesel, o fluxo de biogás saía do sistema e não o integrava novamente, de modo que não havia a produção de energia (calor + eletricidade) adicional, representando perdas consideráveis. Ainda segundo os autores, o calor e o CO₂ poderiam ser direcionados à produção de biomassa de microalgas, e se o biogás fosse reaproveitado, seriam gerados cerca de 45 GWh/ano de energia total. De fato, Posada et al. (2016) e Klein et al. (2019) corroboraram que determinado sistema perde fluxos expressivos de energia, que poderiam ser reintegrados novamente ao seu ciclo de produção.

3.2.5 Utilização do biogás

Foi evidenciado por meio da Fig. 10 que 35% dos trabalhos se utilizaram da energia adicional (energia elétrica + calor) produzida pelo biogás. Na maioria dos trabalhos, o calor gerado era utilizado para o aquecimento das lagoas das microalgas, a fim de manter uma temperatura ideal

ao seu cultivo. Esse aspecto foi observado em regiões geográficas mais frias, como na Finlândia. Para tanto, também foi verificado o uso do calor para manter uma temperatura adequada à fermentação, destacando-se um exemplo de sistemas integrados de produção de biodiesel e biogás. Notou-se que apenas 25% se utilizaram da energia elétrica como energia adicional.

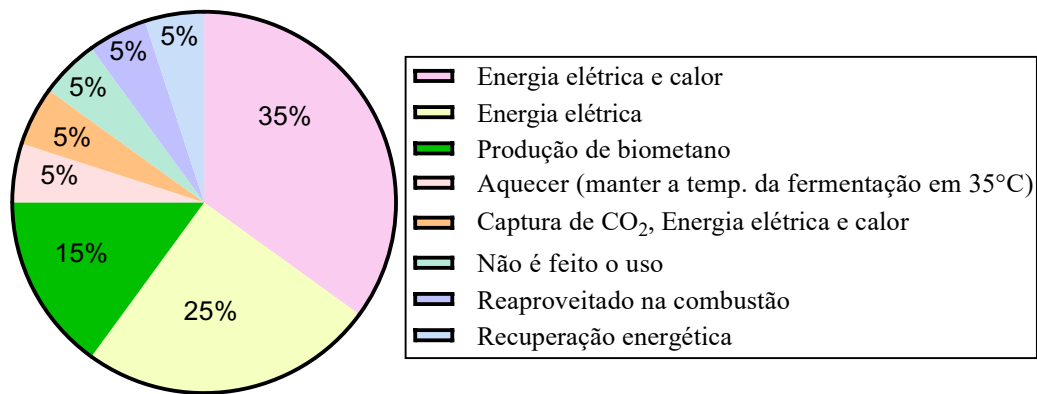


Figura 10 - Tipo de uso do biogás dentre o PB.

Além dos tipos de uso demonstrados na Fig. 10, conforme Ertem; Neubauer; Junne (2017), o biogás também poderia ser utilizado para produção de bio-hidrogênio. Os autores estudaram a questão de conceitos integrados em biorrefinarias e evidenciaram que certas algas possuem a capacidade de produzir outros tipos de biocombustíveis líquidos e gasosos como o bio-hidrogênio.

Já em Tasca et al. (2019) foi evidenciado outro exemplo de produção de biocombustível por meio do biogás, como o biometano. No estudo, foram analisadas duas cadeias produtivas para a produção de biometano: a gaseificação de cavacos de madeira de álamo e a biodigestão anaeróbia da microalga (*Chlorella vulgaris*). Os autores apontaram que o fornecimento de biometano poderia aumentar a recuperação de calor. Além disso, o CO₂ liberado pela produção de biogás poderia ser reciclado conforme evidenciado em

Rillo et al. (2017), ou seja, injetado nos processos ou instalações ligadas ao cultivo das microalgas. Outras alternativas viáveis foram respectivas à captura e armazenamento de carbono. O carbono capturado pode ser integrado em sistemas industriais que separam o dióxido de carbono do gás de combustão de combustíveis fósseis, e sequencialmente, o CO₂ da mesma forma, também pode ser direcionado ao cultivo das microalgas (ERTEM; NEUBAUER; JUNNE, 2017; TASCA et al., 2019). Além das sugestões exemplificadas por Tasca et al. (2019) em relação ao uso do biometano, Manninen et al. (2016) e Maga (2017) sugeriram o uso do biometano como biocombustível, como uma forma de substituir o gás natural veicular (GNV) e amenizar as emissões de combustíveis fósseis.

Já no estudo de Rodríguez et al. (2018), diferentemente dos estudos acima, o biogás não esta-

va sendo reaproveitado. Segundo estimativas demonstradas pela ACV, a planta em questão produzia cerca de 0,254 kg CH₄/kg pela digestão anaeróbia. Além disso, o sistema industrial em questão apresentava um poder calorífico de 42 MJ/kg de CH₄, e a energia produzida pelo processo estudado era de 10,67 MJ/g de biomassa seca. Tal estudo salientou grandes lacunas, visto que essa quantidade de energia poderia ser reintegrada a outros processos.

Além dos tipos de uso do biogás, Manninen et al. (2016) citaram que o excesso de calor, proveniente da unidade combinada de calor e energia (*Combined Heat and Power* - CHP) e produzido a partir da biomassa de microalgas, poderia ser utilizado para o aquecimento do tanque de algas no inverno, visto que a luminosidade em determinada época sazonal é baixa na Finlândia se comparada com demais estações anuais. Outra opção é o uso da energia produzida para outros fins que não sejam os processos internos, como,

por exemplo, o calor e a eletricidade produzidos podem ser vendidos como créditos de carbono (MANNINEN et al., 2016).

3.2.6 Utilização do lodo digerido

Conforme Fig. 11, 65% dos estudos fizeram o uso do lodo digerido para diversos fins. Vale destacar que todos os autores salientaram a importância do lodo digerido ser integrado aos fluxos do sistema, haja vista que muitos dos impactos devem-se ao uso de fertilizantes químicos voltados ao cultivo das microalgas ou pelo uso inadequado na agricultura sem o prévio tratamento. Além disso, nutrientes orgânicos podem ser reciclados e ofertados como forma suplementar às culturas de cultivo de microalgas. Também se destacou que em 35% dos estudos o lodo digerido não tinha outro uso a não ser a disposição final, isso infere consequentemente a existência de custos adicionais com o transporte.

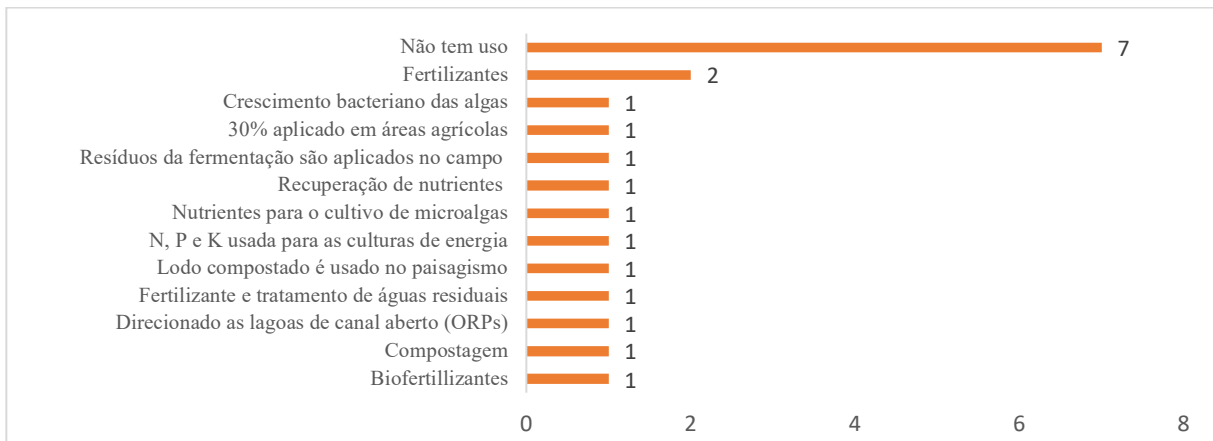


Figura 11 - Tipos de uso do lodo digerido dentre o PB.

Manninen et al. (2016) especificaram em seu estudo o potencial do lodo digerido. Os autores apontaram que cerca de 43%-66% do N e 30%-89% do P poderiam ser reciclados e utilizados como fertilizantes orgânicos na agricultura. En-

tretanto, determinado resíduo com tamanho potencial apenas era utilizado no paisagismo. Segundo Shimako et al. (2016), quando o sistema de produção de biogás é combinado com a valorização de resíduos de algas na agricultura,

o desempenho ambiental do sistema pode ser ainda mais maximizado. Porém, conforme Jin et al. (2017), existem certos entraves em relação a esse aproveitamento, que se explicam pelo fato de que o gerenciamento dos fertilizantes orgânicos é mais trabalhoso em comparação com os fertilizantes químicos, e por conta disso existe baixa aceitação dos agricultores.

Entretanto, em Maga (2017) foi apontada a necessidade do não uso do lodo digerido no solo, pois o lodo digerido em questão foi respectivo aos resíduos da fermentação após digestão anaeróbia, apresentando as seguintes emissões por dia de poluentes no ambiente: 1,68 kg CH₄, 21 kg NH₃, 5,4 kg N₂O, 0,3260 kg CO₂ (biótico) e 99 kg de carbono fixado no solo. Em particular, o autor destacou o óxido nitroso devido ao seu alto potencial poluidor e corroboração com as emissões de gases de efeito estufa. Além disso, também se verificou a presença de metais pesados no lodo. Para tanto, os valores de quantificação não foram informados no determinado estudo, e desta forma negligenciados e conseqüentemente não quantificados pela ACV.

Além dos tipos de uso apontados até então, em Sun et al. (2019) é constatado um exemplo positivo em relação ao uso do lodo digerido. No determinado estudo, o lodo digerido estava sendo

utilizado como fonte de matéria orgânica nas lagoas de canal aberto localizadas em uma estação de tratamento de águas residuárias localizada no sudoeste da China. Dessa forma, ofereciam melhores condições ao crescimento microalgáceo, bem como foi viabilizada uma corroboração com a economia de custos totais. Tal cenário também foi evidenciado em demais estudos, como em Ertem; Neubauer; Junne (2017); Ferreira et al. (2019) e Xião et al. (2020). Ainda, Ferreira et al. (2019) relataram que ao remover os nutrientes do lodo digerido proveniente da digestão anaeróbia, o impacto da eutrofização das águas residuárias pode ser substancialmente minimizado a partir do seu prévio tratamento.

3.2.7 Categorias de impactos

A Fig. 12 demonstra quais foram os tipos de análise de impactos realizados dentre o PB. Notou-se que, na maioria dos trabalhos, parcela respectiva a 70% executou a análise de *Medpoint*. É válido salientar que em 30% foram aplicadas análises mais complexas, como *Endpoint*. Diversos autores do PB defendem a realização do *Endpoint* devido a sua complexidade e magnitude em relação ao mapeamento dos impactos, sendo esses, ambientais, econômicos, sociais, dentre outros.

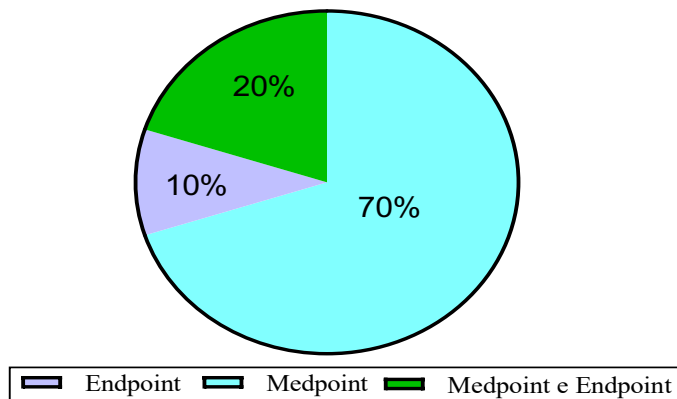


Figura 12 - Tipos de avaliações de impacto encontradas dentre o PB.

Em relação aos impactos ambientais mais preocupantes, diversos autores citaram as lagoas de cultivo de algas como uma das principais contribuintes com as categorias de impactos. Ferreira et al. (2019) apontaram como categorias de maior impacto ambiental em sistemas de lagoa de alta taxa (LAT) o esgotamento de fósseis (recursos), a toxicidade humana (saúde humana) e as mudanças climáticas (ecossistemas). Segundo os autores, tais impactos foram causados principalmente pela operacionalidade das lagoas de alta taxa, sendo de 30,8%. Mediboyina et al. (2020) corroborou a afirmativa. Os autores demonstraram que o sistema de cultivo é a principal etapa do processo de uso intensivo de energia, sendo em cerca de 89,4% a 97,2% do uso da demanda total de energia. O maior consumo de energia deve-se ao funcionamento das rodas das pás da lagoa do canal adutor (15 W m^{-3}). Entretanto, Ferreira et al. (2019), por meio da ACV, viabilizaram uma solução a partir de uma fonte potencial de energia adicional. No caso, foi sugerida a produção do biometano por meio do reaproveitamento do biogás, no qual este seria capaz de diminuir o consumo de energia para a ordem de $2 \times 10^{-1} \text{ MJ/Nm}^3$.

Um exemplo interessante de compensação ambiental foi notado no estudo de Sasongko, Noguchi; Ahamed (2018). Neste estudo também havia o cultivo de algas (microalgas); entretanto, o efluente de uma fábrica de óleo de palma era aproveitado. Tal efluente é classificado como uma categoria de águas de cinza. Para o dado estudo, o uso das águas de cinza contribuiu com a diminuição dos impactos evidenciados pela carga ambiental. Outro ponto importante foi em relação ao reaproveitamento do biogás. Os valores demonstraram uma contribuição em até 20.766 toneladas de $\text{CO}_2 \text{ eq.ano}^{-1}$ ou 60,73% a menos que o fator de emissão médio atual (SASONGKO; NOGUCHI; AHAMED, 2018).

Em relação às emissões de CO_2 , Mediboyina et al. (2020) destacaram que o biodiesel emite mais CO_2 para seu processo de conversão do que o biogás. Segundo os autores, os valores de CO_2 resultantes do processo de digestão anaeróbia para produção de biogás e secagem reação e purificação para produção de biodiesel eram direcionados à produção de biomassa de microalgas em uma lagoa adutora. A quantidade de CO_2 capturada durante a produção de biodiesel e biogás foi de 1,14 e 0,18 kg por MJ de biocombustível, respectivamente. O interessante foi que os dois cenários capturaram a mesma quantidade de CO_2 , pois a produção diária de biomassa foi a mesma ($391 \text{ kg.por.dia}^{-1}$). Os maiores consumos de energia também foram evidenciados em um mesmo processo referindo-se à rota do biodiesel, uma vez que envolvia processos como o cultivo de *S.dimorphus* em lagoa adutora, colheita por floculação, desidratação usando a opção de secagem mecânica, extração de lipídios, reação e purificação, o que corroborou o encontrado por Ferreira et al. (2019).

Em vista de tais aspectos, Maga (2017) apontou em seu estudo a importância de viabilizar fontes alternativas de reaproveitamento de energia. O autor, a partir do pré-tratamento anaeróbio, conseguiu viabilizar uma contribuição de 16% da demanda total de energia cumulativa. Sun et al. (2019) também demonstraram vantagens significativas da realização do pré-tratamento. O dado estudo utilizou o pré-tratamento hidrotérmico e, segundo a ACV, esse método foi mais viável industrialmente e ecologicamente correto em escala industrial devido à sua baixa razão de energia líquida.

Maga (2017) ainda relatou que as biorrefinarias a partir da biomassa algácea são capazes de gerar duas vezes mais energia do que consomem. Em seu estudo, as emissões líquidas de gases de efeito estufa (GEE) por m^3 de águas residuais tratadas pela biorrefinaria foram de

0,28 kg CO₂ eq/MJ, e do tratamento convencional de 0,47 kg CO₂ eq/MJ. Conforme resultados encontrados, as biorrefinarias de algas permitem reduções de GEE em cerca de 40% a mais em comparação com o tratamento convencional de águas residuárias. Além disso, devido ao conceito integrado de biorrefinarias, o autor também indicou a utilização do biometano como biocombustível, haja visto que, segundo estimativas, 1 MJ de biometano usado em um motor de carro representa 0,02 kg CO₂ eq/MJ, enquanto a operação do carro com o GNV é substancialmente maior, apresentando 0,08 kg CO₂ eq/MJ.

Rillo et al. (2017) corroboraram Maga (2017) em relação à viabilidade do uso do biometano como biocombustível. Para tal, foi utilizado um sistema de célula de combustível de óxido sólido (CCOS) com a finalidade de produzir eletricidade e calor a partir do reaproveitamento do biogás. As categorias de impacto das mudanças climáticas e emissões de GEE apresentaram que o calor da CCOS é responsável por 9% das emissões globais de gases de efeito estufa, mesmo que cubram 33% da demanda total de calor do digestor. O calor do gás natural, ao contrário, é responsável por 67% das emissões de GEE e fornece 66% da demanda total de calor do digestor anaeróbico. Entretanto, apesar dos autores viabilizarem o uso do biogás, foram exemplificadas algumas ressalvas, e essas foram levantadas a partir da análise de três cenários distintos: o primeiro, utilizava do gás natural; o segundo, biogás sem espessamento do lodo, e o terceiro, também biogás, mas com o espessamento do lodo. Os resultados demonstraram para os dois primeiros cenários, respectivamente, alta contribuição com as categorias de impacto. O primeiro cenário demonstrou 79% de domínio da categoria de mudanças climáticas; além disso, o segundo cenário sem espessamento de lodo mostrou que, se comparado à cadeia de combustível do gás natural, o biogás produziu um impacto potencial 4,6 vezes maior. Por fim, o cenário três apontou que o uso

do biogás e a presença do espessamento do lodo diminuiriam pela metade o percentual de impacto da categoria de mudanças climáticas.

É válido destacar que muitos dos autores viabilizaram o uso do biogás, entretanto Jin et al. (2017) em seu estudo inviabilizam o uso do biogás proveniente de sistemas convencionais. Os autores demonstraram que determinado sistema é a pior opção em termos de potencial de aquecimento global, depleção abiótica, depleção da acidificação, eutrofização, radiações ionizantes, oxidação fotoquímica e depleção da camada de ozônio. A ACV representou que os impactos ambientais encontrados neste sistema são 188 vezes superiores aos sistemas integrados de micro-bio-loop. Inclusive, o custo operacional do sistema convencional representou 3 vezes o valor do sistema de micro-bio-loop, sendo respectivamente: US\$ 67,20/ano em comparação com o custo operacional geral de US\$ 0,0456/ano.

Também foi inviabilizada por alguns autores a codigestão dos resíduos com a biomassa algácea e a reciclagem de nutrientes. No estudo Ertem; Neubauer; Junne (2017) era realizada a codigestão das macroalgas com demais tipos de resíduos (milho, grama, centeio, esterco de galinha). A ACV apontou que os digestores anaeróbios eram os maiores contribuintes para as categorias de impacto, apresentando 44% - aquecimento global, 32% - acidificação e 40% - eutrofização devido às altas emissões de nitrato e fósforo. Tais valores foram justificados em função do uso do esterco de galinha e das altas emissões de nitrato e fósforo pela biodigestão do efluente. Já em relação à reciclagem dos nutrientes, o processo foi inviabilizado por Rodrigues et al. (2018), pois a reciclagem contribuiu significativamente com a depleção abiótica de recursos fósseis em 56%. Esse resultado negativo foi justificado pela quantidade de energia necessária para produção e direcionamento de nutrientes aos demais fluxos do processo.

3.3 Lacunas encontradas relacionadas ao tema

Por mais que as algas sejam conhecidas como uma fonte potencial de biomassa para produção de energia renovável, seu uso ainda busca viabilidade econômica e sustentabilidade. Neste cenário, os estudos de avaliação do ciclo de vida são fundamentais à ampliação de qualquer tecnologia de processamento que promova a valorização da biomassa de algas. Foi possível concluir, por meio dos estudos de ACV do PB selecionado, que os resultados são principalmente extrapolações de estudos em escala laboratorial que não fornecem uma imagem mais abrangente sobre os problemas. Os principais problemas das análises realizadas foram a grande quantidade de incertezas e a falta de transparência dos dados utilizados para a análise, principalmente quando os dados eram provenientes de banco de dados que podem não representar bem a realidade local. Dessa forma, houve constatação de informações negligenciadas à avaliação, como, por exemplo, o lodo digerido contava com metais pesados em sua composição e os mesmos não eram quantificados. Também foi evidenciado que boa parte dos estudos ocultou a composição das algas, fator altamente importante à produção de biogás. Ainda, desafios referentes ao uso do lodo digerido podem ser citados: em muitos estudos o seu uso não foi informado, logo o seu reaproveitamento ou disposição final não foram considerados como elementos de avaliação, comprometendo a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados.

Embora a ACV use dados em escala piloto real, ainda permanece o desafio de adquirir dados de alta qualidade, em particular para o cultivo de algas. O cultivo requer uma aquisição de dados consistente ao longo de vários anos, pois diversos parâmetros podem interferir, como mudanças climáticas, mudança na composição das águas residuárias, e conseqüentemente refletir em diferentes espécies de algas e impactar positivamente ou não a produção de biogás. Por tais motivos, a ACV

deve ser um elemento de análise inicial ou suporte para aprimorar e otimizar sistemas já em funcionamento. Essa revisão demonstrou que ainda são necessários maiores avanços em microbiologia, química e engenharia ambiental, de modo a viabilizar técnica e economicamente a comercialização do biogás em larga escala.

Outra lacuna preponderante referiu-se ao limite dos sistemas, pois foi constatado na maioria dos trabalhos que apenas o biogás era produzido. Isso quer dizer que outros bioprodutos de alto valor agregado poderiam ser produzidos a partir dessa biomassa algácea residual. Dessa forma, o estudo atual demonstrou que estratégias devem ser implementadas como forma de retratar um cenário mais viável e realista em larga escala. Estratégias promissoras que podem ser descritas nesta revisão trataram do uso de águas residuárias como meio de cultivo das algas e a exploração de sistemas integrados como as biorrefinarias de algas. A recirculação de nutrientes do próprio processo e a utilização de fertilizantes agrícolas, para o cultivo algáceo, também foram muito analisadas. Ainda, desafios do cultivo de microalgas podem ser citados, como a alta requisição energética das pás de recirculação para sistemas de cultivo abertos e a grande necessidade de área.

Por fim, os resultados também mostraram a necessidade da criação de um protocolo específico para ACV de sistemas de águas residuárias que integram algas como etapa de pós-tratamento. Foi evidenciado que não existe uma padronização em relação aos parâmetros necessários às avaliações, principalmente quando se trata da avaliação de impactos, de modo que as categorias de impacto são nomeadas de diversas formas, o que dificulta muito a reprodutibilidade dos resultados em estudos posteriores e a atualização dos bancos de dados. Espera-se que essa alternativa possa garantir a comparabilidade entre os estudos e aumentar a transparência dos resultados.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após revisão crítica dos 20 artigos que constituíram o portfólio bibliográfico, as considerações finais foram:

- Os resultados mais importantes sobre a ACV demonstraram que a produção de biogás é uma das melhores soluções alternativas para o gerenciamento e gestão inteligente dos recursos provenientes do tratamento das águas residuárias, principalmente quando o limite do sistema é maximizado, ou seja, quando o biogás produzido é reintegrado ao ciclo de referência como fonte de energia adicional.
- Também foi apontado que a localidade geográfica pode ser um influenciador positivo ou não, e por tais motivos é enfatizada a importância do planejamento prévio de um projeto de instalação de cultivo e processamento de algas.
- Foi demonstrado que as microalgas são um excelente recurso à produção de biogás, em razão da sua alta produtividade e do impacto ambiental reduzido, se comparadas com outras matérias-primas. Além disso, foi concluído que o CO₂ produzido no processo de conversão do biogás pode ser utilizado para suprir a demanda carbonácea do cultivo algáceo, aumentando a sua produtividade e, por consequência, produzindo mais biogás.
- Além dessas conclusões, foram encontrados estudos altamente promissores em escala real, com destaque para os sistemas de biorrefinarias. Nesta revisão, os sistemas integrados, como as biorrefinarias, demonstraram grande viabilidade tecno-econômica, visto que produziram duas vezes mais energia do que consomem. Além de terem corroborado a minimização dos impactos ambientais, demonstraram potencial de mercado para estimular a produção de bioenergia e a substituição dos combustíveis fósseis pelo uso do biometano. As biorrefinarias reduziram em até 40% as emissões

de gases de efeito estufa se comparadas a sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias.

- Da mesma forma, o lodo digerido também demonstrou aspectos positivos, por meio do seu uso na agricultura. Contudo, foi demonstrado que é extremamente necessária a sua prévia caracterização e higienização. Com a higienização do lodo digerido, gastos com a disposição final podem ser evitados, bem como com o uso de fertilizantes químicos, uma vez que o lodo digerido é rico em nutrientes, assim compactuando com a substituição dos fertilizantes químicos e com a minimização da emissão de gases de efeito estufa e com eutrofização de corpos d'água.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o fomento da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES). Também agradecemos ao CNPq pela bolsa de doutorado disponibilizada à doutoranda Renata Estevam, e as instalações do parque ETE-Araçás situada dentro do perímetro da CESAN Vila Velha Espírito Santo.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Estevam R; **Metodologia:** Estevam R; **Investigação:** Estevam R, Calmon JL e Lima JS; **Redação – Primeira versão:** Estevam R; **Redação – Revisão & Edição:** Estevam R, Gonçalves RF, Calmon JL e Lima JS; **Aquisição de Financiamento:** Estevam R e Gonçalves RF; **Supervisão:** Estevam R, Gonçalves RF e Calmon JL.

7 REFERÊNCIAS

ARASHIRO, L. T. et al. Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. *Science of the Total Environment*, [s. l.], v. 622–623, p. 1118–1130, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051>

- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- AZIZ, N. I. HAMNA A.; HANAFIAH, M. M.; GHEEWALA, SHABBIR H. A review on life cycle assessment of biogas production: Challenges and future perspectives in Malaysia. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 122, n. January, p. 361–374, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.047>
- BAHR, M. et al. Microalgal-biotechnology as a platform for an integral biogas upgrading and nutrient removal from anaerobic effluents. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 573–581, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es403596m>
- CHIA, S. R. et al. Sustainable approaches for algae utilisation in bioenergy production. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 129, p. 838–852, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.04.001>
- CHOUDHARY, P. et al. A review of biochemical and thermochemical energy conversion routes of wastewater grown algal biomass. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 726, n. 271, p. 137961, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137961>
- CZYRNEK-DELÉTRE, M. M. et al. Life cycle assessment of seaweed biomethane, generated from seaweed sourced from integrated multi-trophic aquaculture in temperate oceanic climates. **Applied Energy**, [s. l.], v. 196, p. 34–50, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.03.129>
- ERTEM, F. C.; NEUBAUER, P.; JUNNE, S. Environmental life cycle assessment of biogas production from marine macroalgal feedstock for the substitution of energy crops. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 140, p. 977–985, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.041>
- FERENHOF, H. A. et al. Environmental management systems in small and medium-sized enterprises: An analysis and systematic review. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 74, p. 44–53, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.027>
- FERREIRA, A. F. et al. Life cycle assessment of pilot and real scale photosynthetic biogas upgrading units. **Algal Research**, [s. l.], v. 44, n. March, p. 101668, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101668>
- GANESH SARATALE, R. et al. A critical review on anaerobic digestion of microalgae and macroalgae and co-digestion of biomass for enhanced methane generation. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 262, n. March, p. 319–332, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.030>
- GULER, A. T. et al. Automating bibliometric analyses using Taverna scientific workflows: A tutorial on integrating Web Services. **Journal of Informetrics**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 830–841, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.joi.2016.05.002>
- HWANG, J. H. et al. Use of Microalgae for Advanced Wastewater Treatment and Sustainable Bioenergy Generation. **Environmental Engineering Science**, [s. l.], v. 33, n. 11, p. 882–897, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0132>
- JANKOWSKA, E.; SAHU, A. K.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. Biogas from microalgae: Review on microalgae's cultivation, harvesting and pretreatment for anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 75, n. September 2017, p. 692–709, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.045>
- JEZ, S. et al. Comparative life cycle assessment study on environmental impact of oil production from micro-algae and terrestrial oilseed crops. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 239, p. 266–275, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.027>
- KAVITHA, S. et al. Nanoparticle induced biological disintegration: A new phase separated pretreatment strategy on microalgal biomass for profitable biomethane recovery. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 289, n. May, p. 121624, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121624>
- KLEIN, B. C. et al. Low carbon biofuels and the New Brazilian National Biofuel Policy (RenovaBio): A case study for sugarcane mills and integrated sugarcane-microalgae biorefineries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 115, n. February, p. 109365, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109365>
- MAGA, D. Life cycle assessment of biomethane produced from microalgae grown in municipal waste water. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1–10, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13399-016-0208-8>
- MANNINEN, K. et al. Resource recycling with algal cultivation: environmental and social perspectives. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 134, n. Part B, p. 495–505, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.097>
- MARTÍN JUÁREZ, J. et al. Effect of pretreatments on biogas production from microalgae biomass grown in pig manure treatment plants. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 257, n. February, p. 30–38, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.063>
- MEDIBOYINA, M. K. et al. Comparative life cycle assessment of autotrophic cultivation of *Scenedesmus dimorphus* in raceway pond coupled to biodiesel and biogas production. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 233–247, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00449-019-02220-8>
- POSADA, J. A. et al. Conceptual design of sustainable integrated microalgae biorefineries: Parametric analysis of energy use, greenhouse gas emissions and techno-economics. **Algal Research**, [s. l.], v. 17, p. 113–131, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.04.022>
- REBELLO, S. et al. Sustainability and life cycle assessments of lignocellulosic and algal pretreatments. **Bioresource Technology**,

[s. l.], v. 301, n. December 2019, p. 122678, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122678>

RILLO, E. et al. Life Cycle Assessment (LCA) of biogas-fed Solid Oxide Fuel Cell (SOFC) plant. **Energy**, [s. l.], v. 126, n. 2017, p. 585–602, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.041>

RODRÍGUEZ, R. et al. Environmental analysis of Spirulina cultivation and biogas production using experimental and simulation approach. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 129, p. 724–732, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.05.076>

SASONGKO, N. A.; NOGUCHI, R.; AHAMED, T. Environmental load assessment for an integrated design of microalgae system of palm oil mill in Indonesia. **Energy**, [s. l.], v. 159, p. 1148–1160, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.03.144>

SHIMAKO, A. H. et al. Environmental assessment of bioenergy production from microalgae based systems. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 139, n. 2016, p. 51–60, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.003>

SUN, C. H. et al. **Energy**, [s. l.], v. 171, p. 1033–1045, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.01.074>

TASCA, A. L. et al. Biomethane from Short Rotation Forestry and Microalgal Open Ponds: System Modeling and Life Cycle

Assessment. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 273, n. August 2018, p. 468–477, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.038>

TIAN, H. et al. Organic waste to biohydrogen: A critical review from technological development and environmental impact analysis perspective. **Applied Energy**, [s. l.], v. 256, n. August, p. 113961, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113961>

UBANDO, A. T. et al. A comprehensive review of life cycle assessment (LCA) of microalgal and lignocellulosic bioenergy products from thermochemical processes. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 291, n. July, p. 121837, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121837>

XIAO, C. et al. Life cycle and economic assessments of biogas production from microalgae biomass with hydrothermal pretreatment via anaerobic digestion. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 151, p. 70–78, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.145>

YAN, C.; ZHENG, Z. Performance of photoperiod and light intensity on biogas upgrade and biogas effluent nutrient reduction by the microalgae *Chlorella* sp. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 139, p. 292–299, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.054>

APÊNDICE A - PORTFÓLIO BIBLIOGRÁFICO SELECIONADO

Tabela 1 - Informações necessárias à discussão da ACV de sistemas de tratamento de águas residuárias que se utilizam de biomassa de microalgas para a produção de biogás

Autor	Objetivo	Localização	Matéria-prima	Pré-tratamento	Unidade funcional	Limite do sistema	Categoria de impacto	Utilização do biogás	Utilização do digestado	Fonte de dados
Xiao et al. (2020)	Realizar avaliações do ciclo de vida e econômicas da produção de biogás a partir de biomassa de microalgas em LATS	China	Microalgas	Hidrotérmico	1 ha, 1 m ³ de microalgas, 1 kWh de energia produzida	Berço ao túmulo	NER, GEE, VLP, LCOE, NPV	Reaproveitado na combustão	Nutrientes para o cultivo de microalgas	Literatura
Mediboyina et al. (2020)	Comparar o potencial líquido de absorção de CO ₂ , a demanda geral de energia primária e os impactos ambientais de rotas alternativas de biodiesel e cenários de produção de biogás da <i>S. dimorphus</i>	Índia	Microalgas	Térmico	1 MJ de do biocombustível	Berço ao portão	PAG, PA, PE e PEAAD	Energia elétrica	Não tem uso	Dados da literatura e experimentais

Continua...

Tabela 1 - Continuação...

Autor	Objetivo	Localização	Matéria-prima	Pré-tratamento	Unidade funcional	Limite do sistema	Categoria de impacto	Utilização do biogás	Utilização do digestado	Fonte de dados
Lamnatou et al. (2019)	Avaliar o perfil ambiental de uma planta de digestão anaeróbia em escala real	França	Grama, culturas energéticas, microalgas e etc	Não Realizou	1 t de matéria-prima; 1 t de digerido; 1 MWh de eletricidade produzida	Berço ao túmulo	MC, CRENRR, ISH, ER, CIHE	Energia elétrica e calor	Compostagem	Banco de dados Ecoinvent 3
Sun et al. (2019)	Obter um sistema industrial baseado em microalgas ideal por meio da ACV e unificar as incertezas causadas pelas discrepâncias de cada processo	China	Microalgas	Hidrotérmico	1 MJ de biocombustível (biogás e biodiesel)	Berço ao túmulo	NERs e GEE	Aquecer (manter a temperatura da fermentação em 35°C)	Direcionado as lagoas de canal aberto (ORPs)	
Ferreira et al. (2019)	Avaliar o consumo de energia, emissões e impactos ambientais de unidades em escala piloto interna e externa	Espanha	Algas	Não Realizou	1 ha de terra, 1MJ CH4 produzido	Berço ao portão	Saúde humana, Impactos de Ecossistemas e Recursos	Produção de biometano	Crescimento bacteriano das algas	Escala real e piloto
Klein et al. (2019)	Avaliar as perspectivas de biorrefinarias integradas de cana-de-açúcar + microalgas em grande escala	Brasil	Cana de açúcar e microalgas	Não Realizou	1mL CH4 g -1 SV produzido pelo biogás	Berço ao túmulo	Taxa Interna de Retorno, Valor Presente Líquido sobre o índice de investimento, payback descontado	Produção de biometano	Não tem uso	Simulações agrícola e industriais
Tasca et al. (2019)	Analisar duas cadeias produtivas para a produção de biometano: a gaseificação de cavacos de madeira de álamo e a digestão anaeróbia de <i>Chlorella vulgaris</i>	Território Europeu	Cavacos de choupo e microalgas	Termoquímico	1 MJ de energia produzida	Berço ao túmulo	MC, DO, AT, EAD, EAM, TH, FTO, MP, ET, ADM, RI, OTUA, TNT, ERH, MF	Energia elétrica	Fertilizante e tratamento de águas residuais	Escala real
Arashiro et al. (2018)	Avaliar os impactos ambientais potenciais associados a sistemas de LATs para o tratamento de águas residuais	Espanha	Microalgas	Térmico (75°C, 10h) (co-digerida com lodo primário)	1 m³ de água tratada	Berço ao túmulo	MC, DO, AT, EAD, EM, FOF, FP, DM, DF, THET	Recuperação energética	Biofertilizantes	Projetos de engenharia
Colzi; Valente; Iribarren (2018)	Avaliar o desempenho técnico-ambiental de um sistema de tratamento de águas residuais de média escala usando LATs	Espanha	Microalgas	Térmico	1 m³ de águas residuais brutas, 1 KWh. dia-1 produzido pelo biogás	Berço ao portão	EACF, AG, DCO, FOF, A, E	Energia elétrica e calor	Não tem uso	Literatura

Continua...

Tabela 1 - Continuação...

Autor	Objetivo	Localização	Matéria-prima	Pré-tratamento	Unidade funcional	Limite do sistema	Categoria de impacto	Utilização do biogás	Utilização do digestado	Fonte de dados
Rodrigues et al. (2018)	Avaliar o desempenho ambiental da produção de biogás através da ACV	Espanha	Microalgas	Não Realizou	1 kg de biomassa seca	Berço ao portão	DARF, PAG, PEAAD, PTH e DEC	Não é feito o uso	Não tem uso	Resultados experimentais e de simulação
Sasongko, Noguchi; Ahamed (2018)	Avaliar um sistema de produção de microalgas e óleo de palma através da ACV	Indonésia	Microalgas e óleo de palma (POME)	Não Realizou	1 ha de terra para produção de microalgas	Berço ao portão	Materiais energéticos (ME), GEE, Necessidade de Nutrientes, Escassez de Água	Energia elétrica e calor	Fertilizantes	Dados de campo
Ertem; Neubauer; Junne (2017)	Avaliar a produção de biogás pela substituição de culturas energéticas por macroalgas marinhas	Alemanha	Macroalgas (60%) + milho, grama, centeio, esterco de galinha (40%)	Mecânico (moagem e trituração)	1 kg de mistura de MP e 1 MJ de geração de energia	Berço ao túmulo	AG, Acidificação, eutroficação e potencial de transformação da terra	Energia elétrica e calor	N, P e K usada para as culturas de energia	Literatura e Ecoinvent 2.2
Jin et al. (2017)	Comparar a produção de biogás de AMBL com CBPS ao longo de seu ciclo de vida holístico	China	Microalgas	Não Realizou	1 MJ produzido pela combustão de CH ₄	Berço ao berço e berço ao túmulo	PAG, DA, PA, PE, RI, OF, DCO, VPL, TIR, PR	Energia elétrica	Recuperação de nutrientes	Dados derivados de recursos acadêmicos, produtores industriais e Ecoinvent
Jez et al. (2017)	Realizar a ACV a fim de comparar culturas de óleo de microalgas e sementes oleaginosas terrestres	Itália	Microalgas e sementes oleaginosas	Não Realizou	1MJ de energia incorporada em 1kg de óleo produzido	Berço ao portão	ET, EAD, EA, DO, FFO, MP, RI, OSU, OSN, DM, GEE	Energia elétrica	Não tem uso	Dados da literatura
Rillo et al. (2017)	Acoplar a análise ambiental da DA com um sistema CEC de alta eficiência utilizando CCOS para produzir eletricidade e calor	Dinamarca	Algas	Térmico	1 kWh de eletricidade produzido pelo sistema CCOS	Berço ao portão	MC, EF, AT, OF, FMP e GEE	Captura de CO ₂ , Energia elétrica e calor	Não tem uso	Banco de dados Ecoinvent 3, dados reais disponíveis (CCOS)
Maga (2017)	Demonstrar a viabilidade da produção sustentável de biometano com base em culturas de microalgas de baixo custo cultivadas em águas residuais municipais	Espanha	Microalgas	Biológico	1m ³ de água residual tratada e 1MJ em um motor a gás	Berço ao túmulo	SH, EENR, DMNM, EA, PA, IBE, EAA, PC, CA	Energia elétrica e calor	Resíduos da fermentação são aplicados no campo	Dados reais da escala piloto
Czyrnek-delètre et al. (2017)	Avaliar os potenciais impactos ambientais e benefícios da cultura integrada de algas e resíduos de salmão para a produção de biometano	Irlanda	Algas+ resíduos de salmão	Não Realizou	1 MJ de biometano	Berço ao portão	MC, A, ET, EM e EAD, PAG	Produção de biometano	30% aplicado em áreas agrícolas	Dados da literatura, primários e especialistas

Continua...

Tabela 1 - Continuação...

Autor	Objetivo	Localização	Matéria-prima	Pré-tratamento	Unidade funcional	Limite do sistema	Categoria de impacto	Utilização do biogás	Utilização do digestado	Fonte de dados
Manninen et al. (2016)	Avaliar as potencialidades e desafios de uma ETAR de pequena escala conceitual combinada com o conceito de lagoa de algas	Finlândia	Microalgas	Floculação química ou flotação	1 m ³ .d ⁻¹ de águas residuais e 1 kWh kg ⁻¹ de consumo de energia	Berço ao túmulo	Razão de energia líquida (NER), Demanda Cumulativa de Energia (DCE)	Energia elétrica e calor	Lodo compostado é usado no paisagismo	Entrevista com especialistas e literatura específica
Shimako et al. (2016)	Avaliar a eficiência ambiental de dois sistemas de obtenção de bioenergia a partir de microalgas	França	Microalgas	Não Realizou	1 MJ de energia produzida	Berço ao túmulo	PA, RN, SH e QE	Energia elétrica e calor	Fertilizantes	Dados da literatura e Base de dados Ecoinvent v2.2
Posada et al. (2016)	Selecionar e identificar potenciais vias de processamento e tecnologias relevantes para a valorização de microalgas em escala industrial	Holanda, França, China e Brasil	Microalgas	Ultrassom, ácido e básico	1 MJ do produto (energia) principal	Berço ao portão	ENR, PAG (GEE), REL, RLGE e CTP, COT, CF, CD, CDC e CCI	Energia elétrica	Não tem uso	Dados da literatura e Base de dados Ecoinvent v2.2

Siglas: Acidificação Terrestre (AT), Aquecimento Global (AG), Capital Depreciável (CD), Caracterização de Recursos Energéticos Não Renováveis e Renováveis (CRENRR), Caracterização dos Impactos Humanos e Ecotoxicológicos (CIHE), Contaminação da água (CA), Custos de Capital Indiretos (CCI), Custos Diretos de Capital (CDC), Custos Totais de Produção (CTP), Danos à Saúde Humana (DSH), Danos ao Ecossistema (E), Demanda Cumulativa de Energia (DCE), Demanda Energética Cumulativa (DEC), Depleção Abiótica (DA), Depleção Abiótica de Recursos Fósseis (ADFR), Depleção de Fósseis (DF), Depleção de Metal (DM), Depleção de Minerais Nutrientes e Metais (DMNM), Destruição da Camada de Ozônio (DCO), Destruição de Ozônio (DO), Esgotamento Abiótico de Combustíveis Fósseis (EACF), Destruição da Camada de Ozônio (DCO), Economia de energia não renovável (EENR), Ecossistemas e Recursos (ER), Ecotoxicidade de Água Doce (EAD), Ecotoxicidade Marinha (EM), Ecotoxicidade Terrestre (ET), Eficiência de Área (EA), Emissão de Radiações Ionizantes (RAD), Emissões Adicionais no Ar (EAA), Escassez de Recursos (ER), Esgotamento de Água (EA), Esgotamento de Fósseis (EF), Esgotamento de Metais (EM), Esgotamento de Recursos Hídricos (ERH), Eutrofização de Água Doce (EAD), Eutrofização Marinha (EM), Formação de Material Particulado (FMP), Formação de Oxidante Fotoquímico (FOF), Gases de Efeito Estufa (GEE), Impacto na Biodiversidade e Nos Ecossistemas (IBE), Impactos de Ecossistemas e Recursos (IER), LCOE, NPV, Materiais Energéticos (ME), Minerais e Fósseis (MF), Mudanças Climáticas (MC), Necessidade de Nutrientes (NN), Ocupação de Solo Natural (OSN), Ocupação de Solo Urbano (OSU), Ocupação de Terras Agrícolas (OTA), Ocupação de Terras Urbanas (OTU), Ocupação de Terras Urbanas e Agrícolas (OTUA), Oxidação Fotoquímica (OF), Payback Descontado (PD), Período de Retorno (PR), Potencial de Acidificação (PA), Potencial de Ecotoxicidade Aquática de Água Doce (PEAAD), Potencial de Ecotoxicidade Aquática de Água Doce (PEAAD), Potencial de Eutrofização (PE), Potencial de Toxicidade Humana (PTH), Potencial de Transformação da Terra (PTT), Privação de água (PA), Proteção Climática (PC), Radiação Ionizante (RI), Recursos Naturais (RN), Soma do Custo Operacional (SCO), Taxa de energia líquida (TEL), Razão de energia líquida (NERs), Taxa Interna de Retorno (TIR), Toxicidade Humana (TH), Transformação Natural da Terra (TNT), Uso de Energia Não Renovável (UENR), Valor Presente Líquido (VLP), NI (Não Informado), Sistema convencional de produção de biogás (CBPS), Micro-Bio-Loop Avançado (AMBL), Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) e Sistema de Célula de Combustível de Óxido Sólido (CCOS).

Elaboração de procedimentos gerais para identificação e gerenciamento de riscos ocupacionais em estações de tratamento de efluentes

Elaboration of general procedures for identification and management of occupational risks in wastewater treatment plants

- **Data de entrada:** 06/03/2023
- **Data de aprovação:** 24/03/2023


André Aguiar Battistelli^{1*} | Rhuan Felipe Jeranoski² | Rodrigo Camilo³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.015>

ORCID ID

Battistelli AA  <https://orcid.org/0000-0003-4951-3272>

Jeranoski RF  <https://orcid.org/0000-0001-5023-2801>

Camilo R  <https://orcid.org/0000-0001-8945-2633>

Resumo

As atividades relacionadas à operação e manutenção de estações de tratamento de efluentes (ETEs) envolvem diversos riscos à saúde e segurança. Entretanto, inexistente uma norma regulamentadora (NR) específica que aborde as condições para realização de um trabalho seguro neste setor. O presente trabalho teve por objetivo estabelecer procedimentos gerais para o gerenciamento de riscos em ETEs. Para tanto, realizou-se uma análise preliminar de riscos, com vistas à sua identificação e classificação. Verificou-se que os principais riscos estão relacionados à ocorrência de contusões e exposição a produtos químicos e patógenos. Em seguida, procedeu-se a identificação das NRs aplicáveis, bem como a elaboração de procedimentos voltados à mitigação e minimização de acidentes e doenças do trabalho nessas instalações. Dessa forma, o presente trabalho pode servir de base para a identificação e avaliação de riscos, além subsidiar a elaboração dos programas de gerenciamento de riscos em ETEs reais.

Palavras-chave: Análise Preliminar de Riscos. Normas Regulamentadoras. Gestão de Riscos.

Abstract

Activities related to the operation and maintenance of wastewater treatment plants (WWTPs) involve several health and safety risks. However, there is no specific regulatory standard that addresses the conditions for carrying out safe work in this sector. This work aimed to establish general procedures for risk management in WWTPs. For this purpose, a preliminary risk analysis was carried out, with a view to identifying and classifying them. It was found that the main risks are related to the occurrence of injuries and exposure to chemicals and pathogens. Then, the applicable regulatory standard were identified, as well as the elaboration of procedures aimed at the mitigation and minimization of accidents and occupational diseases in these facilities. In this way, the present work can serve as a basis for the identification and assessment of risks, in addition to subsidizing the elaboration of risk management programs in real WWTPs.

Keywords: Preliminary Risk Analysis. Regulatory Norms. Risk management.

¹ Universidade Estadual do Centro-Oeste/PR (UNICENTRO) - Irati - Paraná - Brasil.

² Universidade Estadual de Ponta Grossa/PR (UEPG) - Ponta Grossa - Paraná - Brasil.

³ Universidade Estadual de Maringá/PR (UEM) - Maringá - Paraná - Brasil.

* **Autor correspondente:** andreambiental@live.com.

1 INTRODUÇÃO

O elevado crescimento demográfico, aliado à modificação nos padrões de consumo da população ocorrido nas últimas décadas, vem resultando em maior demanda pela água, seja para o atendimento às necessidades cotidianas ou para a produção industrial. Tal situação implica em maior pressão aos recursos hídricos, tanto em termos de quantidade, em função do aumento da vazão captada, como de qualidade, devido ao lançamento dos efluentes originados sem o adequado tratamento.

Nesse contexto, no que se refere aos efluentes sanitários, a atual situação do Brasil é bastante crítica. Segundo dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (BRASIL, 2021), pouco mais da metade da população urbana brasileira (55%) tem acesso a serviços de coleta de esgoto considerados adequados e, do volume gerado em relação ao volume de água consumido, apenas 50,8% recebem tratamento, ou seja, cerca de metade do esgoto produzido no país pode estar sendo lançado diretamente nos corpos receptores ou no solo sem tratamento, contribuindo para os diversos problemas associados a essa prática.

Diante desse cenário, em julho de 2020 foi promulgada a Lei nº 14.026, a qual estabeleceu o novo marco legal do saneamento básico no país, e cujo objetivo principal é a universalização do acesso aos serviços de abastecimento de água e coleta de esgoto à população. Dentre as principais modificações atreladas à referida Lei, destacam-se o estabelecimento de normas e padrões de referência e a regulamentação da participação da iniciativa privada na oferta desses serviços, permitindo a competição pelos contratos com as companhias públicas e de capital misto, o que tende a aumentar o aporte de recursos ao setor e, conseqüentemente, a melhoria e ampliação da infraestrutura voltada ao tratamento de efluentes. (BRASIL, 2020).

Como resultado direto desse aquecimento no mercado, espera-se a ampliação de postos de trabalho relacionados à operação e manutenção de estações de tratamento de efluentes (ETEs). Nesse viés, é importante salientar que, devido às condições ambientais destas instalações, ao desempenhar suas funções, os funcionários estão sujeitos a diversos riscos físicos, químicos, biológicos, ergonômicos e de acidentes. Essa condição, por sua vez, evidencia a importância da adoção de procedimentos adequados de higiene e de segurança neste setor, de forma a atender à legislação pertinente e diminuir o número de acidentes e mortes, os quais, além dos danos à saúde do trabalhador, podem gerar diversos prejuízos financeiros e sociais às empresas (SCANDELAI et al. 2018).

De acordo com a tabela do CNAE (Classificação Nacional de Atividades Econômicas), a operação das ETEs, que envolve as atividades de tratamento por meio de processos físicos, químicos e biológicos, é enquadrada na subclasse 3701-1/00 - Gestão de redes de esgoto, apresentando grau de risco 3 (variação de 1 a 4) de acordo com a NR 4. Para essa subclasse, ocorreram mais de 1000 acidentes no Brasil no período de 2006 a 2018, demonstrando que a operação e manutenção de instalações voltadas ao tratamento de efluentes apresentam diversos riscos à saúde e segurança dos trabalhadores, sobretudo no que diz respeito à ocorrência de acidentes típicos, ou seja, aqueles originados no desempenho de suas funções rotineiras (DATAPREV, 2020). É importante salientar que esses dados se referem apenas às estações de tratamento de esgotos domésticos, não sendo contabilizados as doenças ocupacionais e os acidentes associados à operação de estações de tratamento de efluentes industriais. Dessa forma, acredita-se que o número de acidentes e de doenças relacionadas a esse tipo de atividade certamente seja bem maior.

De acordo com Scandelai et al. (2018), os trabalhadores das ETEs estão expostos a riscos químicos e biológicos relacionados à exposição direta aos efluentes (contendo microrganismos patogênicos, substâncias químicas variadas, metais pesados, entre outros contaminantes) e aos produtos químicos utilizados nos processos de tratamento. Além disso, também pode-se citar a existência de riscos físicos, ergonômicos e de acidentes decorrentes da utilização de máquinas, equipamentos e da planta de tratamento como um todo.

Considerando esse cenário, é importante destacar que, apesar de existirem diversas normas aplicáveis ao desempenho de funções no âmbito das ETEs, inexistem uma norma regulamentadora (NR) específica que aborde as condições adequadas para realização de um trabalho seguro neste setor. Soma-se isso a provável ampliação da oferta de postos de trabalho, resultante do aquecimento do mercado ocasionado pela promulgação do novo marco legal do saneamento, cujo objetivo é ampliar a oferta desses serviços no país (BRASIL, 2020). Ou seja, é evidente a importância do estabelecimento de procedimentos gerais para a identificação e gerenciamento de riscos à saúde e segurança dos trabalhadores nas plantas de tratamento de efluentes, sejam eles domésticos ou industriais.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho consiste em estabelecer procedimentos gerais para a identificação e gerenciamento de riscos à saúde e segurança dos trabalhadores responsáveis pela operação e manutenção de ETEs. Para tanto, buscou-se identificar, analisar e avaliar os riscos à saúde e segurança dos trabalhadores responsáveis pela operação e manutenção

dessas instalações, além de realizar um levantamento das normas regulamentadoras aplicáveis e elaborar um conjunto de procedimentos básicos a serem adotados no gerenciamento de riscos identificados.

2 METODOLOGIA

O presente estudo é enquadrado como uma pesquisa descritiva com abordagem qualitativa. A pesquisa descritiva tem como foco descrever as características de determinada população ou fenômeno e/ou estabelecer relações entre variáveis estudadas, levando à compreensão dos fatores que influenciam esse fenômeno. A abordagem qualitativa, por sua vez, caracteriza-se por seu caráter exploratório, no qual o pesquisador procura reduzir a distância entre a teoria e sua aplicabilidade prática, usando a lógica da análise fenomenológica, ou seja, a compreensão dos fenômenos pela sua descrição e interpretação (LAKATOS; MARCONI, 2001).

2.1 Layout da ETE em estudo

Para identificação e avaliação dos riscos ocupacionais, optou-se por considerar uma ETE hipotética que emprega a tecnologia de lodos ativados de aeração prolongada, cujo *layout* e unidades presentes estão representados na Fig. 1. Esta configuração foi selecionada por conter diversos níveis de tratamento, além de unidades administrativas e de armazenamento de produtos químicos, possibilitando a identificação ampla dos riscos associados à atividade de tratamento de efluentes em suas diversas etapas e permitindo a utilização dos resultados em situações reais.

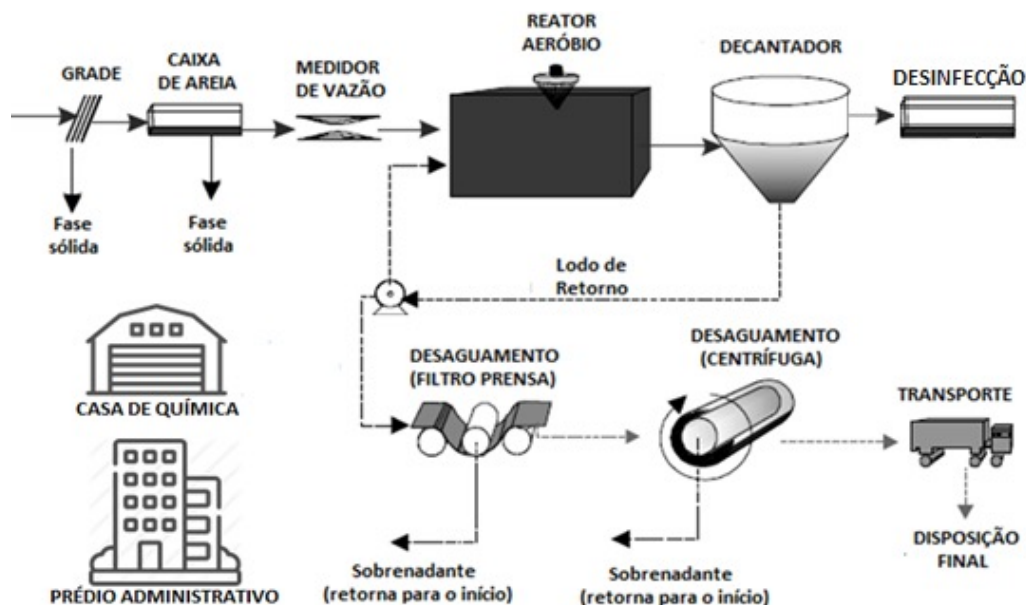


Figura 1 - Layout hipotético da ETE utilizada no estudo

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2016)

A ETE hipotética em questão é constituída, simplificada, das seguintes unidades:

- Tratamento Preliminar: contempla as unidades de gradeamento e de desarenação, além de calha parshall para monitoramento da vazão.
- Reator aeróbio: equipado com sistemas de aeração forçada que ocasionam a formação de aerossóis.
- Decantadores: tanques cilíndricos com elevada profundidade.
- Desinfecção: tanques de contato empregando cloro como agente desinfetante.
- Laboratórios: local onde são realizadas análises físico-químicas e microbiológicas para monitoramento da qualidade do efluente (são utilizados produtos químicos, mufla, estufa, entre outros).
- Casa de Química: Armazenamento de produtos químicos empregados no tratamento dos efluentes (cloro, ácidos fortes e bases fortes).
- Prédio Administrativo: elaboração de projetos e monitoramento da estação.

2.2 Procedimentos metodológicos adotados para coleta e análise de dados

A presente pesquisa consistiu na identificação, análise e avaliação dos riscos à saúde e segurança dos trabalhadores responsáveis pela operação e manutenção de estações de tratamento de efluentes. Para tanto, além da definição de um *layout* genérico, também foram realizadas visitas técnicas a diversas estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais nos estados do Paraná e Santa Catarina, entre os anos de 2018 e 2020, com objetivo de identificar potenciais riscos. Além disso, também foram utilizadas informações provenientes da literatura especializada.

A análise e a avaliação de riscos, por sua vez, foi realizada de acordo com as diretrizes estabelecidas na norma NBR ISO 31.000 (ABNT, 2018), considerando as etapas de identificação, análise, avaliação e tratamento. Para esse fim foi empregada a ferramenta de Análise Preliminar de Riscos (APR), a qual consiste em uma avaliação prévia e aprofundada sobre os eventuais riscos ocupacionais (físicos, químicos, biológi-

cos, ergonômicos e de acidentes) envolvidos em um projeto ou atividade. De acordo com França, Toze e Quelhas (2008), a utilização da APR permite identificar os riscos e as medidas preventivas antes da fase operacional, utilizando como metodologia a revisão geral de aspectos de saúde e segurança, por meio de um procedimento sistemático que levanta as causas e efeitos de cada risco, sua categorização, além de medidas e prevenção ou correção. A APR compreende a

execução das etapas de definição dos objetivos e do propósito da análise; definição das fronteiras do estudo; levantamento de informações sobre a infraestrutura das instalações voltadas ao tratamento de efluentes e seus potenciais riscos; classificação dos riscos; e análise dos resultados (TOMASONI et al., 2015). Para a classificação dos riscos, foram utilizados critérios de probabilidade e severidade de forma simultânea (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1 - Categorias de probabilidade de ocorrência de eventos adversos relacionados aos riscos identificados

Categoria	Denominação	Descrição
A	Extremamente Remota	Extremamente improvável de ocorrer durante a vida útil da instalação
B	Remota	Não deve ocorrer durante a vida útil da instalação
C	Improvável	Pouco provável que ocorra durante a vida útil da instalação
D	Provável	Esperado ocorrer pelo menos uma vez durante a vida útil da instalação
E	Frequente	Esperado ocorrer várias vezes durante a vida útil da instalação

Fonte: Adaptado de Bristot (2019).

Tabela 2 - Categorias de severidade dos eventos adversos relacionados aos riscos identificados

Categoria	Denominação	Descrição
I	Desprezível	Incidentes operacionais leves e danos insignificantes ao meio
II	Marginal	Potencial de causar ferimentos pequenos e/ou danos leves ao meio ambiente
III	Crítica	Potencial de causar danos graves e até mesmo levar a morte de algumas pessoas
IV	Catastrófica	Potencial de causar várias vítimas fatais e danos irreversíveis ao meio ambiente

Fonte: Adaptado de Bristot (2019).

Combinando-se as categorias de probabilidade e de severidade obteve-se a Matriz de Riscos

(Fig. 2), a qual representa uma indicação qualitativa do nível dos riscos avaliados.

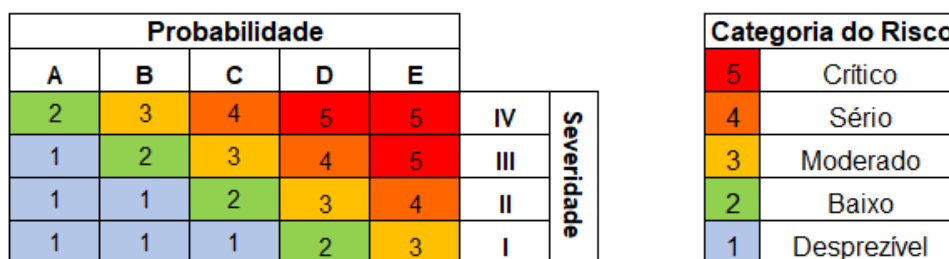


Figura 2 - Matriz de Riscos

Fonte: Adaptado de Sousa e Jerônimo (2014)

Os resultados obtidos a partir da APR foram organizados em uma planilha que apresenta os

riscos e sua classificação. Essas informações forneceram subsídios para a identificação das

normas regulamentadoras aplicáveis à operação e manutenção de ETEs, bem como para a elaboração de um conjunto de procedimentos voltados à mitigação e minimização de acidentes e de doenças do trabalho nessas instalações, o qual pode ser utilizado como base para elaboração do Programa de Gerenciamento de Riscos (PGR).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Identificação dos agentes de risco

Considerando as unidades presentes na ETE em estudo, foram identificados os agentes de risco químicos, físicos, biológicos, ergonômicos e de acidentes existentes nas instalações, relacionados com as atividades rotineiramente desenvolvidas, os quais estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Agentes de risco existentes nas instalações em estudo relacionados às possíveis atividades desenvolvidas rotineiramente pelos funcionários

Grupo	Agentes de risco	Atividades expostas aos agentes de risco identificados
Físicos	Radiação não ionizante	- Atividades de operação e manutenção desenvolvidas com exposição ao sol
	Temperaturas elevadas	- Atividades de operação e manutenção desenvolvidas com exposição ao sol - Manutenção de tanques e equipamentos
	Ruídos	- Operação e manutenção de sistemas de bombeamento - Operação e manutenção de sistemas de aeração - Operação e manutenção de prensas e centrífugas - Operação de carregamento e transporte de lodo
Químicos	Produtos Químicos	- Operação da unidade de desinfecção - Regulação do pH - Análises físico-químicas e biológicas - Manuseio de produtos químicos (carga, descarga e armazenamento) - Lubrificação e engraxamento de máquinas e equipamentos
	Condições Atmosféricas	- Manutenção de tanques e reservatórios em espaços confinados
Biológicos	Microorganismos patogênicos	- Operação, manutenção e limpeza de grades e desarenadores - Exposição a aerossóis originados no sistema de aeração - Operação, manutenção e limpeza de tanques e decantadores - Gerenciamento do lodo - Operação da unidade de desinfecção - Análises físico-químicas e biológicas
Ergonômicos	Luminosidade inadequada	- Operação e manutenção de unidades no período noturno - Manutenção e limpeza de tanques e equipamentos
	Manuseio de cargas acima de 20 kg	- Levantamento e transporte de bombonas e equipamentos, em geral
	Postura Inadequada	- Manutenção e limpeza de tanques e equipamentos - Trabalho em escritórios e laboratórios
Acidentes	Afogamento	- Queda nas unidades de aeração e decantação
	Choques Elétricos	- Manutenção e operação de máquinas e equipamentos presentes em todas as unidades
	Quedas e contusões	- Operação, manutenção e limpeza de grades e desarenadores - Operação, manutenção e limpeza de tanques e decantadores - Coleta e monitoramento do efluente - Descarregamento de produtos químicos - Carregamento de lodo - Atividades em áreas externas
	Picadas de animais peçonhentos	- Atividades em áreas externas
	Lesões em máquinas e equipamentos	- Operação, manutenção e limpeza de grades mecanizadas - Operação, manutenção e limpeza de prensas - Operação, manutenção e limpeza de centrífugas - Operação e manutenção de outras máquinas e equipamentos diversos

Com relação aos agentes de risco físicos, identificou-se que as radiações não ionizantes, temperaturas elevadas e ruídos são os mais relevantes nas instalações destinadas ao tratamento de efluentes. Silva et al. (2020) elaboraram um estudo voltado a diagnosticar os riscos de aci-

dentos na ETE do Instituto Federal de Minas Gerais, campus de Governador Valadares. De acordo com esses autores, observou-se que o ruído ocorrido durante a operação de ETEs pode ser caracterizado como contínuo, não possuindo sons relacionados a impactos, como por exem-

plo explosões ou zumbidos de curta duração. De acordo com o referido estudo, os níveis de ruído observados na ETE não ultrapassaram o limite de tolerância estabelecido pela NR-15 para um regime de 8h de trabalho, não sendo considerada a exposição prejudicial à saúde do trabalhador.

Ainda segundo Silva et al. (2020), durante o trabalho contínuo em áreas externas, o Índice de Bulbo Úmido Termômetro de Globo (IBUTG) foi de 30,6°C, ultrapassando o limite de tolerância estabelecido na NR 15 (26,7 °C). Além disso, mesmo adotando intermitência de 30 minutos de trabalho seguidos de 30 minutos de descanso, os limites estabelecidos pela NR seriam extrapolados. Dessa forma, os autores concluíram que somente após as 16h haveria uma temperatura adequada para o exercício do trabalho na instalação em questão. Esses resultados evidenciam a importância do controle e da exposição a temperaturas elevadas nas instalações voltadas ao tratamento de efluentes.

Outro agente de risco relacionado ao trabalho em áreas externas que cabe ser destacado refere-se à exposição dos trabalhadores à radiação não ionizante, especificamente aos raios ultravioleta provenientes do sol. Segundo Pozzebon e Rodrigues (2009), a exposição crônica ou prolongada a esse tipo de radiação tem sido relacionada a diversos efeitos na saúde, incluindo o câncer de pele, envelhecimento prematuro da pele e problemas nos olhos. Dessa forma, considerando que boa parte das atividades desenvolvidas nas ETEs envolvem a exposição a esse agente de risco, é evidente que medidas de proteção precisam ser devidamente adotadas.

No que tange aos agentes de riscos químicos, a exposição direta a produtos químicos e condições atmosféricas inadequadas observadas nos espaços confinados são considerados os mais importantes. De acordo com Buda (2004), os agentes de risco químicos presentes nas ETEs

estão relacionados, sobretudo, aos produtos utilizados para o tratamento dos efluentes, como é o caso do cloro – utilizado para a desinfecção, ácidos e bases fortes utilizados para o ajuste do pH e, ainda, outros produtos complementares, como é o caso dos coagulantes utilizados como auxiliares para a floculação e desaguamento do lodo. Além disso, os reagentes utilizados nos laboratórios e os óleos e graxas utilizados para lubrificação dos equipamentos também podem ser considerados fontes de riscos relevantes. Ainda segundo o autor supracitado, a exposição a esses agentes envolve as vias cutânea, respiratória ou a ingestão, podendo causar danos graves à saúde do trabalhador, tais como irritações, queimaduras e doenças pulmonares.

Outro agente de risco químico identificado envolve os trabalhos de manutenção e limpeza dos espaços confinados presentes nas ETEs, como é o caso de tanques e tubulações. É importante destacar que, além da presença de poeiras, fumos, vapores, névoas e neblinas, é comum a ocorrência de processos de degradação anaeróbia nessas instalações, o que propicia a formação de gás sulfídrico (H_2S) e metano (CH_4). Segundo Scandelai et al. (2018), a exposição ao CH_4 pode causar asfixia, além de criar condições propícias à ocorrência de explosões. O cheiro característico de ovo podre do H_2S , por sua vez, pode ser percebido apenas em concentrações baixas; já em níveis mais altos (acima de 150 ppm), pode bloquear a percepção olfativa, provocando a perda da sensação de odor, sendo que trinta minutos ou mais de exposição a concentrações superiores a 300 ppm torna-se fatal (MAINIER; VIOLA, 2005). Diante desse cenário, de acordo com a NR-15, o limite de tolerância para o H_2S é de 8 ppm em até 48 horas semanais de trabalho, sendo que o grau de insalubridade a ser considerado no caso de sua caracterização é o máximo.

A exposição a microrganismos patogênicos, tais como vírus, bactérias, fungos, protozoários e pa-

rasitas em geral, foi identificado como o principal agente de risco biológico nas ETEs. A exposição a esses patógenos ocorre devido ao contato direto com o efluente, com o lodo produzido nas unidades de tratamento, ou ainda devido à exposição a aerossóis formados na etapa de aeração, devido à explosão de bolhas de ar (SCANDELA et al., 2018). Segundo Ho (2002), as unidades de aeração presentes nas ETEs podem produzir, a cada minuto, mais de 130 partículas por m³ de ar introduzido no sistema, sendo que cerca de 10% referem-se a microrganismos patogênicos. Destaca-se que a exposição a esses patógenos pode ser associada à ocorrência de uma série de doenças, dentre as quais podem-se destacar: hepatite infecciosa, gastroenterite, disenteria, cólera, giardíase, criptosporidíase, teníase, filariose, entre outras (BARSANO; BARBOSA e VIANA, 2014).

Os agentes de riscos ergonômicos identificados, por sua vez, referem-se ao trabalho em condições de luminosidade deficientes, posturas inadequadas e o manuseio de cargas acima da linha da cintura com pesos acima de 20kg (bombonas e equipamentos em geral). Por se tratar de uma atividade que usualmente é realizada durante 24h, é comum a realização de atividades de operação e manutenção em período noturno. Além disso, as intervenções realizadas no interior dos tanques usualmente também apresentam uma condição de luminosidade precária, logo a dificuldade de visualização pode ser um fator de risco relevante, evidenciando a necessidade de intervenções físicas de modo a criar um ambiente seguro e adequado ao trabalho.

Com relação aos riscos associados à adoção de posturas inadequadas e levantamento de cargas, estes estão presentes tanto nas atividades desenvolvidas pelos operadores como pelos funcionários que atuam nos laboratórios e escritórios. De acordo com Barbosa et al. (2014),

a saúde ocupacional do trabalhador apresenta uma relação direta com a sua postura, além de movimentos e posições que este realiza ao desenvolver uma tarefa. Ainda segundo estes autores, os distúrbios osteomusculares relacionados ao trabalho (DORT) têm se tornado cada vez mais frequentes em diversas atividades, e nas instalações voltadas ao tratamento de efluente a condição não é diferente. Nesse sentido é muito importante a adaptação dos postos de trabalhos às características do trabalhador, criando-se condições para que a atividade seja desempenhada de acordo com condições ergonômicas adequadas.

Por fim, os riscos de acidentes identificados são mais diversificados, sendo os mais relevantes: afogamentos, choques elétricos, quedas e contusões, picadas de animais peçonhentos e lesões em máquinas e equipamentos. Bortoluzzi (2005) realizou um estudo sobre a ocorrência de acidentes de trabalho em uma empresa de saneamento no estado do Rio Grande do Sul. De acordo com esse autor, o principal grupo de trabalhadores afetados pelos acidentes são os operadores (38% dos casos), e a maior parte dos acidentes está relacionada à ocorrência de contusões (40%). O autor destaca, ainda, que cerca de 70% dos acidentes resultaram em afastamento, o que evidencia a importância de um programa adequado de segurança nestas instalações.

Ainda segundo Bortoluzzi (2005), as principais causas estão relacionadas a atos inseguros, tais como: desatenção, utilização inadequada de EPIs, transporte de cargas em limite superior ao estabelecido e manuseio de insumos e produtos químicos de forma inadequada. Scandela et al. (2018) apontam ainda a relevância do arranjo físico das ETEs e as condições de funcionamento de máquinas, equipamentos e ferramentas, além da presença de dispositivos de proteção, os quais possuem relação direta com a ocorrência de acidentes.

3.2 Análise Preliminar de Riscos (APR)

A partir da avaliação dos riscos identificados, em conjunto com consultas à literatura espe-

cializada, realizou uma Análise Preliminar de Riscos (APR), cujos resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Análise Preliminar de Riscos (APR) para a ETE hipotética em estudo

Agentes de risco	Frequência	Severidade	Grau de Risco
Produtos Químicos	D	IV	5
Patógenos	E	III	5
Quedas e contusões	E	III	5
Animais peçonhentos	D	III	4
Lesões em máq. e equip.	D	III	4
Condições Atmosféricas	D	III	4
Choques Elétricos	D	III	4
Radiação não ionizante	E	II	4
Temperaturas elevadas	E	II	4
Postura Inadequada	E	II	4
Afogamento	C	III	3
Luminosidade inadequada	D	II	3
Ruídos	E	I	3

Verifica-se que os agentes com grau de risco crítico (5) são a exposição a produtos químicos, contato com microrganismos patogênicos e ocorrência de quedas e contusões. Dessa forma, as ações voltadas à manutenção da saúde e segurança dos trabalhadores de ETEs devem ser voltadas prioritariamente ao controle dos referidos agentes de risco.

Em seguida, classificados como agentes com grau de risco sério (4), aparecem as picadas de animais peçonhentos, lesões em máquinas e equipamentos, condições atmosféricas nos espaços confinados, choques elétricos, exposição à radiação não ionizante, exposição a temperaturas elevadas e postura inadequada. Por fim, classificados como grau de risco moderado (3), são destacados o afogamento, luminosidade inadequada e ruídos.

Considerando os riscos identificados e os resultados obtidos a partir da Análise Preliminar de

Riscos (APR), são apresentadas no tópico subsequente as normas regulamentadoras aplicáveis, bem como alguns métodos de controle voltados à manutenção da saúde e segurança dos trabalhadores dessas instalações, os quais podem ser empregados em situações reais.

3.3 Normas Regulamentadoras Aplicáveis e Métodos de Controle Gerais

As Normas Regulamentadoras (NRs) do Ministério do Trabalho estabelecem os requisitos mínimos para promover a saúde e segurança dos trabalhadores em diversas atividades e setores da economia. Entretanto, cabe lembrar que inexistente uma NR específica voltada à operação e manutenção de ETEs. Nesse contexto, objetivando evidenciar a regulamentação aplicável às atividades desenvolvidas nas ETEs, são apresentadas na Tabela 5 as NRs diretamente relacionadas aos agentes de risco anteriormente identificados.

Tabela 5 - Normas regulamentadoras aplicáveis considerando os agentes de risco identificados

Agentes de risco	Normas Regulamentadoras Aplicáveis
Produtos Químicos	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres NR 25 - Resíduos Industriais
Patógenos	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres
Quedas e contusões	NR 17 - Ergonomia NR 26 - Sinalização e segurança NR 35 - Segurança e saúde no trabalho em altura
Animais peçonhentos	-
Lesões em máq. e equip.	NR 12 - Segurança no Trabalho em Máquinas e Equipamentos
Condições Atmosféricas	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres NR 33 - Segurança e Saúde no Trabalho em Espaços Confinados
Choques Elétricos	NR 10 - Segurança em Instalações e serviços em eletricidade
Radiação não ionizante	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres NR 21 - Trabalho a céu aberto
Temperaturas elevadas	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres
Postura Inadequada	NR 17 - Ergonomia
Afogamento	NR 26 - Sinalização e segurança
Luminosidade inadequada	NR 17 - Ergonomia NR 15 - Atividades e Operações Insalubres
Ruídos	NR 15 - Atividades e Operações Insalubres

Verifica-se que existem diversas NRs a serem consideradas durante a execução das atividades desenvolvidas nas ETEs. Dessa forma, com vistas à manutenção da saúde e segurança dos trabalhadores, recomenda-se o cumprimento integral dos requisitos, orientações e procedimentos estabelecidos em cada uma delas. Além disso, existem outras NRs gerais que também devem ser consideradas no âmbito de atuação das estações de tratamento de efluentes, independentemente das atividades desenvolvidas, tais como: NR 1 - Disposições Gerais; NR 4 - Serviços Especializados em Engenharia de Segurança em Medicina do Trabalho (SESMT); NR 5 - Comissão Interna de Prevenção de Acidentes (CIPA); NR 6 - Equipamento de proteção individual; NR 24 - Condições Sanitárias e de Conforto nos Locais de Trabalho e NR 26 - Sinalização e segurança.

De acordo com a NR 4, as empresas públicas e privadas que possuam empregados regidos pela consolidação das leis trabalhistas precisarão manter o SESMT, dependendo do grau de risco da atividade e do número de funcionários. Dessa forma, considerando a tabela do CNAE, as atividades relacionadas a esgotos são enquadradas como grau de risco 3, sendo necessária a imple-

mentação do SESMT quando existirem mais de 101 funcionários atuando na instalação. A NR 5, por sua vez, estabelece a necessidade da existência de uma CIPA quando existirem no mínimo 20 funcionários no estabelecimento, tendo como objetivo a prevenção de acidentes e doenças relacionadas ao trabalho, identificando e avaliando os riscos à saúde e segurança dos funcionários e propondo melhorias, sempre que necessário. Dentre as atribuições da CIPA, destaca-se a importância da elaboração do mapa de risco da unidade, o qual consiste em uma representação gráfica de todo e qualquer fator capaz de acarretar danos à saúde dos trabalhadores e visitantes, sendo considerado um instrumento essencial voltado à prevenção de acidentes.

Segundo Scandelai et al. (2018), que elaboraram um diagnóstico de riscos ambientais em uma ETE no município de Maringá-PR, os riscos e falhas mais comumente verificados na ETE são em relação à ausência de medidas de proteção coletivas, sobretudo em escadas e rampas de acesso. Dessa forma, torna-se imprescindível considerar as orientações e procedimentos estabelecidos nas NRs 24 e 26, com vistas à manutenção de condições sanitárias e de conforto no ambiente

de trabalho, bem como utilização de sinalização de segurança adequada. Especificamente com relação aos equipamentos de proteção coletiva (EPCs), recomenda-se que sejam instaladas sinalizações de perigo em toda a unidade, sistemas de isolamento acústico em locais com nível de ruído elevado, dispositivos de proteção em máquinas e equipamentos, bem como pisos antiderrapantes, guarda-corpos e corrimãos com objetivo de evitar a ocorrência de quedas. Além disso, torna-se imprescindível a instalação de chuveiros de emergência e lava-olhos em até 10 segundos de deslocamento da área de risco (principalmente próximos aos riscos químicos), não podendo ser instalados em locais com obstáculos, como portas, degraus ou paredes, que impeçam o acesso do colaborador ao equipamento.

Com relação à NR 6, destaca-se a importância da utilização de EPIs de boa qualidade e adequados às atividades desenvolvidas nas ETEs, como cintos de segurança, capa de chuva, avental, luvas de cano longo, sapato com bico de aço, bota de cano longo, máscara facial simples e com filtro (dependendo da atividade) e óculos. No que tange aos uniformes de uso diário, além de fornecê-los, o empregador deve providenciar a contratação de uma empresa especializada para realização de sua lavagem e higienização, evitando o transporte dos mesmos para residência dos trabalhadores, em virtude do elevado potencial de contaminação por patógenos. Destaca-se, ainda, que não basta apenas o fornecimento dos EPIs adequados, mas também é necessário o adequado treinamento para sua utilização, bem como a fiscalização e o controle de forma contínua. (SCANDELA et al., 2018).

Ademais, em virtude da inexistência de uma NR específica voltada ao controle da ocorrência de picadas de animais peçonhentos, recomendam-se inspeções semanais e manutenção periódica da vegetação no entorno das instalações da ETE, envolvendo atividades de capina, poda e corte de

vegetação, com objetivo de minimizar a proliferação destes animais (SILVA et al. 2020).

Por fim, no que diz respeito às disposições gerais para prevenção de segurança e saúde no trabalho, é importante lembrar que a norma pertinente (NR 01) passou por uma revisão no ano de 2020, aprimorando ainda mais seu contexto como uma norma de gestão. Dentre as principais modificações está a exigência de que as empresas deverão elaborar um Programa de Gerenciamento de Riscos (PGR). O PGR deverá substituir gradualmente os Programas de Prevenção de Riscos Ambientais (PPRA), com o objetivo de tornar o gerenciamento de riscos mais dinâmico e eficaz. Além disso, o PGR deve considerar todos os riscos ocupacionais, incluindo os riscos ergonômicos e de acidentes, além dos riscos físicos, químicos e biológicos já previstos no PPRA. (DA SILVA, 2021). Nesse sentido, o presente trabalho pode contribuir com a adaptação dos PPRA já existentes em algumas ETEs ou, ainda, auxiliar na elaboração de novos PGRs, uma vez que foram identificados e avaliados todos os grupos de risco ocupacionais necessários.

4 CONCLUSÕES

O presente estudo consistiu na identificação e avaliação dos riscos à saúde e segurança dos trabalhadores responsáveis pela operação e manutenção de estações de tratamento de efluentes. Verificou-se a existência de agentes físicos, químicos, biológicos, ergonômicos e de acidentes relacionados às atividades desenvolvidas, os quais foram classificados de acordo com o grau de risco por meio de uma APR. Os agentes classificados com grau de risco crítico foram a exposição a produtos químicos, o contato com microrganismos patogênicos e a ocorrência de quedas e contusões.

Em seguida, identificaram-se as normas regulamentadoras aplicáveis às atividades específi-

cas realizadas pelos trabalhadores, tais como o trabalho em altura (NR 35), condições insalubres (NR 15) e manutenção de máquinas e equipamentos (NR 12). Além disso, foram descritos outros requisitos e orientações de NRs gerais que também devem ser considerados em todas as atividades, tais como a necessidade de elaboração de um PGR, manutenção do SESMT e da CIPA, utilização de EPIs e sinalização de segurança.

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que apesar da inexistência de uma NR específica voltada ao estabelecimento de condições de trabalho adequadas em ETEs, diversas orientações e procedimentos podem ser encontrados na regulamentação existente. Dessa forma, o presente trabalho pode servir de base para a identificação e avaliação de riscos em ETEs reais, além subsidiar a elaboração de PGRs para estas instalações.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Battistelli, A. A. e Jeranoski, R. F.; **Metodologia:** Battistelli, A. A., Jeranoski, R. F. e Camilo, R.; **Investigação:** Battistelli, A. A. Jeranoski, R. F.; **Redação Primeira versão:** Battistelli, A. A.; **Redação Revisão & Edição:** Battistelli, A. A., Jeranoski, R. F. e Camilo, R.; **Supervisão:** Camilo, R.

6 REFERÊNCIAS

ABNT. NBR ISO 31.000: **Gestão de Riscos - Diretrizes**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2018.

BARBOSA, P. H.; CARNEIRO, F.; DELBIM, L. R.; HUNGER, M. S.; MARTELLI, A. Doenças osteomusculares relacionadas ao trabalho e à ginástica laboral como estratégia de enfrentamento. *Archives of Health Investigation*, v. 3, n. 5, 2014.

BARSAÑO, P.R.; BARBOSA, R.P.; VIANA, V.J. **Poluição Ambiental e Saúde Pública**. 1 ed. São Paulo: Érica, 2014.

BORTOLUZZI, L. C. P. **Diagnóstico dos Acidentes de Trabalho Ocorridos em Empresa de Saneamento**. Monografia (Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2005.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 16 julho. 2020.

BRASIL. NRs – **Normas Regulamentadoras**. Disponível em: <https://www.gov.br/trabalho/pt-br/inspecao/seguranca-e-saude-no-trabalho/ctpp-nrs/normas-regulamentadoras-nrs>. Acesso em: 03 ago. 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto**. Brasília: SNS/MDR, 2021.

BRISTOT, V. M. **Introdução à engenharia de segurança do trabalho** [Recurso eletrônico] – Criciúma, SC: UNESC, 2019. 259 p.

BUDA, J. F. **Segurança e higiene no trabalho em estação de tratamento de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

DA SILVA, E. D. Impactos das mudanças dos programas de gerenciamento de risco na segurança do trabalho. **Revista Tecnológica da Universidade Santa Úrsula**, v. 4, n. 2, p. 155, 2021.

DATAPREV (EMPRESA DE TECNOLOGIA E INFORMAÇÕES DA PREVIDÊNCIA). **Base de Dados Históricos de Acidente de Trabalho**. 2019 Disponível em: <http://www3.dataprev.gov.br/aeat/>. Acesso em: 03 ago. 2021.

FRANÇA, S. L. B.; TOZE, M. A.; QUELHAS, O. L. G. A gestão de pessoas como contribuição à implantação da gestão de riscos. O caso da indústria da construção civil. **Revista Produção Online**, v. 8, n. 4, 2008. <https://doi.org/10.14488/1676-1901.v8i4.142>

HO, J. Future of biological aerosol detection. **Analytica Chimica Acta**, v. 457, n. 1, p. 125-148, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)01592-6](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)01592-6)

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. A. **Fundamentos metodologia científica**. 4.ed. São Paulo: Atlas, 2001.

MAINIER, F. B.; VIOLA, E. D. M. O sulfeto de hidrogênio (H₂S) e o meio ambiente. In: II Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. 2005. **Anais...**

POZZEBON, P. H. B.; RODRIGUES, N. V. Radiação ultravioleta em trabalhadores da construção civil: problemas e soluções. **Disciplinarum Scientia | Naturais e Tecnológicas**, v. 10, n. 1, p. 15-26, 2009.

SCANDELAI, A. P. J.; PINAFFI, C. D.; POLASTRI, P.; OKAWA, C. M. P. Diagnóstico de riscos ambientais em estação de tratamento de efluentes no município de Maringá-PR. **Revista Brasileira de Saúde e Segurança no Trabalho**, v. 1, n. 2, p. 1-10, 2018. <http://dx.doi.org/10.18265/2594-4355a2018v1n2p1-10>

SILVA, G. H. D.; FERREIRA, M. V. S.; DE ASSIS BARONY, F. J.; SILVA, L.; CHAIB, E. B. D. A. Aspectos da segurança do trabalho aplicados na estação de tratamento de esgoto (ETE) do IFMG, campus

Governador Valadares. In: XI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Vitória/ES, 2020. **Anais...**

SOUSA, G. G.; JERÔNIMO, C. E. M. Análise Preliminar de Riscos Ambientais para Atividades Relacionadas a Perfuração de um Poço de Petróleo Terrestre. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 3, p. 3265-3277, 2014. <https://doi.org/10.5902/2236130813051>

TOMASONI, E.; SANTOS, D. B.; ANJOS, J. R.; SANTOS, M. R. C. Análise de Riscos do Emissário Submarino para o descarte de Água Produzida. **Tecnologia & Informação**, v. 2, n. 2, p. 54-65, 2015.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 4ª ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. 461 p.

Avaliação da viabilidade de implantação de técnicas compensatórias em habitações de padrões socioeconômicos distintos

Viability evaluation of compensatory techniques implantation in different housing standards

• **Data de entrada:**
20/02/2023


• **Data de aprovação:**
24/03/2023

Luíza Ferreira Moreira de Souza^{1*} | Frederico Carlos Martins de Menezes Filho² |
Maria Clara Fava³ | Alexandre Silveira⁴


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.016>

ORCID ID

Souza LFM  <https://orcid.org/0000-0001-5893-8059>

Menezes Filho FCM  <http://orcid.org/0000-0003-4874-0254>

Fava MC  <https://orcid.org/0000-0002-8201-4339>

Silveira A  <https://orcid.org/0000-0001-9479-4670>

Resumo

A urbanização desenfreada tem aumentado as áreas impermeáveis presentes nas bacias hidrográficas alterando a hidrologia urbana pela redução da infiltração e aumento do escoamento superficial. Em paralelo, a infraestrutura de drenagem urbana, incipiente em diversas regiões brasileiras e concebida sob a ótica higienista, propicia um cenário recorrente de inundações e alagamentos, além de perdas materiais e humanas. Com o objetivo de amenizar esses impasses, surgiram metodologias para um planejamento mais sustentável dos sistemas de drenagem, como os Sustainable Urban Drainage Systems (SUD's). Assim, este trabalho possui o objetivo de analisar a viabilidade de implantação de três diferentes técnicas compensatórias na cidade de Rio Paranaíba (MG), considerando padrões distintos de residências consoante à ABNT NBR 12721:2006. Tendo como referência a curva IDF da cidade de Rio Paranaíba e determinadas as dimensões de cada estrutura, foi possível constatar que, na cidade, o reservatório individual é viável em todos os padrões residenciais analisados, a trincheira de infiltração nas residências de baixo padrão e padrão normal, e o poço de infiltração apenas na residência de baixo padrão.

Palavras-chave: Hidrologia urbana. Manejo de águas pluviais. Drenagem urbana sustentável.

Abstract

The chaotic urbanization has increased the impervious areas in watersheds changing the urban hydrology by reducing the rainfall infiltration capacity of the land surface and increasing its runoff. Furthermore, the urban drainage infrastructures are still in an early stage of development in several Brazilian regions and were conceived from a hygienist perspective, resulting in a recurrent scenario of floods, besides material and human losses. New methodologies have been proposed to lead to a more sustainable systems design, such as Sustainable Drainage Systems (SUDs), to mitigate these problems. Therefore, this study aims to analyze the viability of implementing three different compensatory techniques in Rio Paranaíba (MG), considering different housing standards defined by the ABNT NBR 12721:2006. Using Rio Paranaíba (MG) IDF curve as a reference, and each structure's dimen-

¹ Universidade Federal de Uberlândia - Uberlândia - Minas Gerais - Brasil.

² Universidade Federal de Viçosa - Rio Paranaíba - Minas Gerais - Brasil.

³ Universidade Federal de São Carlos - São Carlos - São Paulo - Brasil.

⁴ Universidade Federal de Alfenas - Poços de Caldas - Minas Gerais - Brasil.

* **Autora correspondente:** luiza.f.souza@ufu.br.

sions determined, it was possible to conclude that, at the city, the individual reservoir can be implanted at all housing standards, the infiltration trench can be built at low and normal standards, and the infiltration performs well just at the low patterns.

Keywords: Urban hydrology. Storm water management. Sustainable urban drainage.

1 INTRODUÇÃO

A intensa urbanização, caótica e sem planejamento, afeta a drenagem das águas pluviais urbanas, devido à alteração de uma das mais importantes etapas do ciclo hidrológico, a infiltração (SOUZA, 2002). Em termos mundiais, a partir da segunda metade do século XX houve um grande aumento da concentração populacional, sendo registrada uma taxa de 751 milhões em 1950, e que, segundo a *United Nations* (UN, 2020), chegou à marca de 7,8 bilhões em 2020. Segundo o IBGE (2010), a projeção feita até o ano de 2060 é que a população brasileira cresça cerca de 17,1%, sendo este aumento de 14,8% na região Sudeste e de 6,0% no estado de Minas Gerais.

Além disso, há um aumento das áreas impermeáveis nas cidades, que se materializam em calçadas, ruas e telhados, por exemplo, dificultando a infiltração das águas de chuva e aumentando o escoamento superficial. GRANZIERA (2021), por meio da avaliação dos dados de dois pontos de vazão e um ponto de precipitação por meio dos postos do DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica), constatou que, no período de 2002 a 2006, o aumento de 13,1% da população desencadeou um aumento de 49,91% dos picos de vazão em Piracicaba (SP). Do mesmo modo, o estudo desenvolvido por WELERSON (2019), por meio da simulação de resposta de uma micro-bacia urbana da cidade de Itajubá (MG) em três cenários diferentes de uso e ocupação do solo usando o programa HEC-HMS, apresenta um aumento da vazão máxima da bacia em aproximadamente três vezes quando comparada às vazões

de um cenário pré-urbanização. Essa excessiva impermeabilização do solo acaba por sobrecarregar o sistema convencional de drenagem, por ele ser inflexível às mudanças de regime hidrológico, trazendo então o aumento da frequência e magnitude das inundações e deterioração ambiental (RIGHETTO, 2009).

A função do sistema de drenagem convencional, composto por sarjetas, bocas de lobo e galerias de águas pluviais, resume-se à rápida remoção das águas pluviais do meio urbano; concepção higienista que, desde a década de 1970, vem sendo substituída em diversos países por medidas mais sustentáveis. Elas buscam uma menor interferência do ciclo das águas; conceito ambientalista. Na contramão deste movimento, o Brasil ainda se caracteriza por possuir uma drenagem urbana higienista, o que agrava a ocorrência de cheias e inundações (CHRISTOFIDIS et al., 2019).

Além dos prejuízos materiais e da qualidade dos recursos hídricos que a ausência de sistemas de drenagem urbana proporciona, destacam-se os impactos ambientais e sanitários. No parâmetro ambiental, NETO et al. (2020) verificaram que o escoamento superficial urbano em áreas de ocupações residenciais, comerciais e industriais contribuem sobretudo no aporte de cargas poluentes, devido ao *first-flush*, primeira carga de lavagem das chuvas. Na ótica sanitária, a deficiência ou ausência desse sistema propicia a proliferação de doenças, como febre amarela, dengue, esquistossomose, leptospirose e verminoses (SOUZA et al., 2002 e BAPTISTA et al., 2015). Frente a isso, a drenagem sustentável deve ser mais estudada, desprendendo-se da

ideia do rápido afastamento das águas pluviais e buscando aumentar o tempo de concentração da bacia por meio de técnicas de armazenamento e infiltração (NUNES et al., 2017).

Neste enfoque, novas abordagens vêm sendo analisadas, sendo uma delas a *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS), desenvolvida na Europa. Algumas cidades brasileiras possuem planos diretores de drenagem urbana com princípios ecológicos, como Porto Alegre (RS), Belo Horizonte (MG) e Curitiba (PR). Entretanto, ainda não se enquadram completamente na proposta de SUDS. Para que essa ideologia tenha um bom aproveitamento no Brasil, é importante que haja uma adequação à realidade local, uma vez que a maioria dos estudos foi realizada em países desenvolvidos e com clima temperado (POLETO, 2011). Trabalhos que adotaram os SUDS's, ou também denominadas técnicas compensatórias, comprovam a sua eficiência na redução de cargas poluentes a taxas entre 19% a 50% (BAEK et al., 2020), remoção de sólidos totais numa ordem de aproximadamente 90% (HAMEDANI et al., 2021) e até a redução da profundidade de escoamento e vazão de pico em 83% e 86%, respectivamente (TIRPAK et al., 2020).

Consoante BAPTISTA et al. 2015, as técnicas compensatórias destinadas às áreas de pequeno e médio porte podem ser divididas em lineares e pontuais. Técnicas lineares possuem dimensão longitudinal maior em comparação às demais, podendo ser integrada em espaços estreitos e limitados. E as técnicas pontuais são implantadas na fonte, associando-se a pequenas superfícies de drenagem. Neste trabalho serão aplicadas duas técnicas pontuais, poços de infiltração e reservatórios individuais, e uma técnica linear, as trincheiras de infiltração.

As trincheiras de infiltração são estruturas lineares que armazenam a água precipitada por tempo suficiente para sua infiltração no solo (PEITER;

POLETO, 2012), podendo apresentar uma eficiência de até 82% na retenção do escoamento, como demonstrado por JR e MEDIONDO (2015). Os poços de infiltração são poços escavados no solo, revestidos por tubos de concreto perfurado ou tijolos com fundo de camada de agregados graúdos. Nele, toda a água da chuva é lançada, e após diminuição da capacidade de absorção do solo e total enchimento da estrutura, a água é escoada ao sistema público de drenagem. REIS e ILHA (2014) verificaram que, sob condições extremas de operação, em que o volume de chuva foi maior que o suportado pelo poço, houve uma redução do pico de vazão de escoamento entre 13% e 16%.

Os reservatórios individuais (RECESA, 2007) são pequenos tanques, construídos ou comprados, e instalados dentro dos lotes com fins de amortecimento dos picos de vazão a jusante, que permitem o aproveitamento da água pluvial para usos domésticos não potáveis como lavagem de veículos e áreas molhadas e jardinagem. A sua evacuação é feita por meio de infiltração no solo ou por descarga na rede já existente. O uso dos reservatórios pode amortecer a vazão de pico em intervalos de 11,75% (Dias, 2015) e 17,39% (FRANCISHET e FILHO, 2013). Já MATTA e PEIXOTO (2017) atingiram um amortecimento de 46,40% numa associação entre os telhados verdes e micro reservatórios.

Por outro lado, as desvantagens que rodeiam as técnicas relacionadas a infiltração, trincheiras e poços exigem que se tenha uma especial atenção à interferência que tal técnica pode causar ao lençol freático local, como a contaminação de suas águas (poluição), sendo um parâmetro extremamente importante na tomada de decisão sobre o dimensionamento destas estruturas. O reservatório individual é mais limitante na questão de espaço; uma vez que não possui uma boa disponibilidade do mesmo, a técnica torna-se inviável (BAPTISTA et al., 2015).

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a viabilidade de implantação de trincheira de infiltração, poço de infiltração e microreservatório em habitações de baixo, normal e alto padrão, segundo a ABNT NBR 12721:2006.

3 METODOLOGIA

As residências nas quais as três técnicas compensatórias serão dimensionadas e analisadas se localizam na cidade de Rio Paranaíba, Minas Gerais. Os projetos arquitetônicos foram fornecidos pela empresa júnior de Engenharia Civil da

Universidade Federal de Viçosa, Campus Rio Paranaíba, CONCRETA - Soluções em Engenharia, e pela Prefeitura Municipal de Rio Paranaíba, ambas mediante autorização das mesmas.

3.1 Análise de Viabilidade

Para o dimensionamento de cada técnica, adotaram-se parâmetros mínimos de acordo com BAPTISTA et al. (2015) para a sua aplicação em cada residência, sendo observadas as restrições de implantação que cada estrutura apresenta, como mostrado na Tabela 1 e a edição dos projetos por meio do AutoCAD 2021.

Tabela 1 - Importância relativa de restrições à implantação e operação das técnicas

Técnica	Trincheira de Infiltração	Poço de Infiltração	Reservatório individual
Permeabilidade do solo	+++	+++	+
Declividade	+++	+	+
Proximidade do lençol freático	+++	+++	++
Proximidade leito rochoso	+++	+++	++
Restrições ao uso do solo	++	++	+
Aporte de sólidos	+	+	+
Disponibilidade de espaço	++	+++	+++
Risco de poluição	+	+	+++
Risco de água com finos	++	++	+++
Percepção da população	+++	+++	+

Legenda: +++: grande importância ++: média ou possível importância +: importância pequena ou nula

Fonte: Adaptado de Baptista et al. (2015) e Recesa (2007).

3.2 Classificação das Residências

Para fins de comparação entre as residências, as mesmas foram classificadas consoante à ABNT

NBR 12721:2006 (Tabela 2), que se baseia nas características principais e acabamentos.

Tabela 2 - Caracterização projetos padrão (ABNT, 2006).

Sigla	Nome	Quantidade de dormitórios	Área Real (m ²)
RP1Q	Residência popular	1	< 39,56
R1-B	Residência padrão baixo	2	< 58,64
R1-N	Residência padrão normal	3	< 106,44
R1-A	Residência padrão alto	4	< 224,82

Perante o disposto, as residências analisadas neste estudo foram classificadas conforme consta na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação das residências.

Residência	Quantidade de dormitórios	Área do lote (m ²)	Área real (m ²)	Classificação
Projeto A	2	123,50	53,80	R1-B
Projeto B	3	106,05	92,27	R1-N
Projeto C	4	371,50	266,35	R1-A

3.3 Caracterização do Solo

Pontelo (2017), por meio de trabalhos em superfície e sub superfície, foi capaz de caracterizar o solo da região da cidade de Rio Paranaíba e formular seis perfis geológico-geotécnicos do mesmo, classificando-o como Latossolo Vermelho distrófico típico A. Por meio dos boletins de sondagem, a percussão SPT (*Standard Penetration Test*) contactou a presença de 6,00 metros de argila arenosa de cor marrom e consistência mole na primeira camada do subsolo e o impenetrável, camada que impossibilita a infiltração da água no solo, a uma profundidade próxima a cota de 10 metros da superfície.

O mesmo autor, para a determinação do nível do lençol freático, realizou boletins de sondagem e medição em quatro poços de abastecimento de água. Em três destes não foi encontrada água até a cota do impenetrável, e em um deles a mesma foi encontrada a uma cota próximo de 10 metros.

O coeficiente de condutividade hidráulica saturada do solo da região foi obtido por Melo et al. (2018) por meio de amostras coletadas na área experimental da Universidade Federal de Viçosa (UFV) - *Campus* Rio Paranaíba, MG, por meio do permeâmetro de Guelph, o qual utiliza-se do método de um ou dois estágios. O de um estágio (ELRICK et al., 1989) é feito pelo procedimento que se mantém uma altura constante de água no furo de sondagem, e o de dois estágios (REYNOLDS e ELRICK, 1985) no qual uma segunda e maior altura de água é aplicada após a conclusão do primeiro estágio.

Segundo Soto et al. (2009), o método de um estágio terá uma boa determinação da condutividade hidráulica (q_{as}) em um número reduzido de ensaios, enquanto o de dois estágios será viável desde que impostos limites teóricos e experimentais, uma vez que a sorção influenciará significativamente na análise. Com base nesses estudos, adotou-se a situação mais desfavorável consoante MELO et al. (2018), sendo de 0,0011 cm/s, obtido pela média do método de dois estágios e uma profundidade de 0,20 a 0,40 metros. Desta maneira, conhece-se a capacidade do solo de infiltrar a água, sendo um parâmetro imprescindível para o dimensionamento das estruturas.

Apesar da condutividade hidráulica não ter sido obtida por meio de amostras de solo dos lotes de cada residência, o valor utilizado pela coleta de amostras no *campus* universitário se torna válido para o estudo quando se verifica que a crescente urbanização da cidade tem se direcionado à UFV. Sendo assim, o valor assumido é um representativo de uma área em expansão na cidade.

A porosidade (n) total de um solo se refere à fração do volume total em determinado volume de solo passível de ser ocupada por água ou ar (ALMEIDA, et al., 2017). Para o presente trabalho utilizou-se a média dos valores obtidos por Andreotti et al. (2010) e Ribeiro et al. (2007), os quais avaliaram a porosidade de um latossolo vermelho distrófico, como o da cidade de Rio Paranaíba (MG). Utilizando-se assim neste trabalho o valor de 0,488 m³.m⁻³.

3.4 Caracterização Hidrológica

O dimensionamento dos dispositivos de infiltração foi realizado com base no método da curva envelope (DAEE/CETESB, 1980), comumente aplicado em dimensionamento de bacias de detenção. Este método permite a estimativa de armazenamento máximo por meio da máxima diferença entre a lâmina de precipitação, $H(D,t)$ e a vazão de saída, qs,dt (Fig. 1), ou seja, o máximo de volume que a estrutura consegue receber sem que haja transbordamento. A primeira é oriunda da curva IDF (intensidade-duração-frequência), demonstrada na Eq. 7, por fatores de escoamento, tempo e relações de áreas, sendo K , a , b e c parâmetros da região, T o tempo de retorno, em anos e t o tempo de precipitação, em minutos. Já a vazão de saída é o produto constante da mesma pelo tempo.

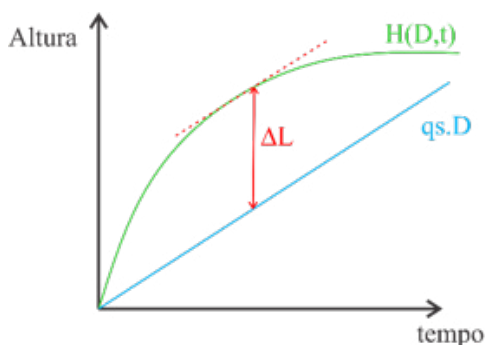


Figura 1 - Curva envelope
Fonte: Baptista et al. (2015)

O tempo de retorno (T) e duração da chuva de projeto (t) correspondem a 5 anos e 30 minutos, tendo em vista que as áreas do dimensionamento são de ocupação residencial e obras de microdrenagem (RECESA, 2017; DAEE/CETESB, 1980).

O volume de água máximo que a estrutura será capaz de comportar é dado pela Eq. 1, segundo Baptista et al. (2015).

$$Smáx = \Delta L \cdot Ae \quad (1)$$

Onde

$Smáx$ = volume de água a armazenar (m^3);

ΔL = a diferença máxima encontrada curva da Fig. 1 (m);

Ae = área efetiva de drenagem (m^2).

O tempo de funcionamento da estrutura corresponderá ao intervalo de tempo no qual há água na estrutura, podendo ser calculado pela igualdade entre os volumes de entrada e saída, ou seja, o encontro entre a curva $H(D,t)$ e a reta $qs.D$. O seu esvaziamento pode ser determinado pela Eq. 2.

$$Dv = \frac{\Delta L}{qs} \quad (2)$$

Onde

Dv = o tempo de esvaziamento (minutos);

ΔL = a diferença máxima encontrada curva da Fig. 4 (mm);

qs = vazão específica de saída (mm/min).

Em termos gerais, esse tempo de esvaziamento não pode superar o valor de 24 horas (BAPTISTA et al., 2015), uma vez que a função da estrutura é compensar o escoamento impedido pela impermeabilização do solo. Se a água permanecer nela por mais de 1 dia, não estará exercendo isso devidamente, tendo em vista que são técnicas de pequeno e médio porte.

Para o coeficiente de escoamento superficial, C , parâmetro que indica a relação entre a quantidade total de água escoada pela seção e a quantidade total de água precipitada (PINTO et al., 1976), adotou-se o valor 1.0, considerando que toda a chuva precipitada na área de telhado se torna escoamento.

3.5 Dimensionamento

A área geradora de escoamento superficial (A) será o telhado de cada edificação e estará diretamente conectada às estruturas.

3.6 Trincheiras de Infiltração

Para o dimensionamento, determinam-se as dimensões iniciais da trincheira, gerando a área de infiltração (A_{inf}), de acordo com o espaço disponível em cada uma das residências, sendo posicionada nos pontos mais baixos das mesmas e orientada longitudinalmente, no sentido de menor declividade (BAPTISTA et al., 2015). Para que a viabilidade nas residências possa ser comparada, serão adotadas as mesmas dimensões iniciais, tomando como referência a residência que dispuser de menos espaço disponível para a estrutura.

Definidos os parâmetros iniciais, a vazão de descarga será definida pela Eq. 3, segundo Baptista et al. (2015).

$$Q = \alpha \cdot q_{as} \cdot A_{inf} \quad (3)$$

Onde

Q = vazão de descarga (m^3);

α = coeficiente de segurança, de forma a considerar a colmatação;

q_{as} = capacidade de absorção por unidade de superfície de infiltração ($m^3/s.m^2$);

A_{inf} = área de infiltração (m^2).

3.7 Poços de Infiltração

Inicialmente, são determinadas as dimensões iniciais que geram a área de infiltração (A_{inf}), de acordo com o espaço disponível na superfície e sua profundidade, de acordo com os horizontes permeáveis do solo do terreno, com pelo menos 1 metro de altura de zona não saturada sob fundo do poço e, por questões econômicas, limitando-se a um valor máximo de 20 metros. A vazão de descarga será definida pela Eq. 4, segundo Baptista et al. (2015).

$$Q = q_{as} \cdot A_{inf} \quad (4)$$

Onde

Q = vazão de descarga (m^3/s);

q_{as} = capacidade de absorção por unidade de superfície de infiltração ($m^3/s.m^2$);

A_{inf} = área de infiltração (m^2).

Sendo Q a própria vazão de descarga, em m^3/s e q_{as} , a capacidade de absorção por unidade da superfície de infiltração, também denominada condutividade hidráulica do solo.

3.8 Reservatório Individual

O dimensionamento dos reservatórios individuais seguiu o exposto em RECESA (2007). Inicialmente, estima-se a vazão máxima de entrada da estrutura, utilizando o método racional, Eq. 5.

$$Q = C \cdot i \cdot A \quad (5)$$

Onde

Q = vazão máxima de entrada ou de saída (m^3/s);

C = coeficiente de escoamento superficial;

i = intensidade pluviométrica de projeto (m/s);

A = área impermeabilizada ou total do lote (m^2).

A intensidade pluviométrica de projeto é determinada pela Eq. 6.

$$i = \frac{K \times T^a}{(t+b)^c} \quad (6)$$

Onde

i = intensidade pluviométrica (mm/h);

T = tempo de retorno (anos);

t = duração da chuva (minutos);

a, b, c, d = valores dos coeficientes atribuídos conforme a localização da área de estudo.

Em seguida, traça-se o hidrograma triangular de entrada (Fig. 2). Como o presente estudo destina-se a pequenos lotes residenciais, pode-se simplificar as estimativas de tempo de pico (t_p) e de tempo

de base (t_b), ambos dados em função do tempo de concentração (t_c) (TUCCI, 1998), Eq. 7 e 8.

$$T_p = t_c \quad (7)$$

$$t_b = 2 \cdot t_c \quad (8)$$

Onde

t_p = tempo de pico (min);

t_c = tempo de concentração (min);

t_b = tempo de base (min).

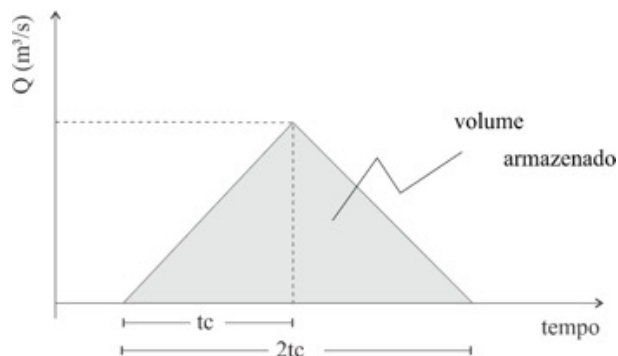


Figura 2 - Hidrograma
Fonte: Adaptado de Recesa (2007)

O volume armazenado no reservatório é determinado pela Eq. 9.

$$vol = \frac{t_b \cdot Q_{e,máx}}{2} \quad (9)$$

Onde

vol = volume de armazenamento (m^3);

$Q_{e,máx}$ = vazão máxima de entrada (m^3/s);

t_b = tempo de base (s).

dade de execução de todas as três técnicas compensatórias nas mesmas.

A equação IDF de Rio Paranaíba, MG, Eq. 10, foi obtida com o software Pluvio 2.0, o qual informa os parâmetros característicos da região por meio de interpolação dos dados de chuva por meio do Método do Inverso da Quinta Potência da Distância, considerando as informações de todas as localidades em que a equação IDF é conhecida no estado. A respectiva curva (Fig. 6) foi obtida pelo Excel 2013.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A classificação das residências consoante ABNT 12721:2006 está disposta na Tabela 3. Em casos de igualdade entre os parâmetros utilizados, quantidade de dormitórios e área real, considerou-se como predominante esta última.

De acordo com o descrito na Tabela 2 e considerando todas as restrições impostas pela Tabela 1 atendidas, foram definidos o dimensionamento para as três residências, constatando a viabili-

$$i = \frac{1472,679 \times T^{0,175}}{(t + 15,594)^{0,765}} \quad (10)$$

Onde

i = intensidade pluviométrica (mm/h);

T = tempo de retorno (anos);

t = duração da chuva, em (minutos).

Para todas as estruturas de infiltração determinou-se um intervalo de tempo de análise da

precipitação de 30 minutos, pois a partir dele foi possível observar melhor as mudanças da diferença entre a lâmina d'água e a infiltração. As curvas envelope foram plotadas até o instante em que a vazão de saída superasse o valor da lâmina de chuva. Com isso, foi obtido o volume armazenado por cada técnica, o que também foi feito para o reservatório individual. Já para avaliar a viabilidade de cada técnica, repetiram-se os cálculos para T de 2 e 10 anos. E, para classificar a técnica como viável ou não, analisou-se a compatibilidade do volume necessário de armazenamento com a área disponível no lote e o comportamento da infiltração da água no intervalo de tempo. Este último se torna preocupante quando a lâmina de escoamento segue crescendo, dada a baixa infiltração em uma longa duração de chuva, o que indica a incapacidade do solo de infiltrar essa água, não sendo propício para a técnica em questão.

A análise das três técnicas considerou que as mesmas receberão todo o escoamento gerado pela área dos telhados de cada lote, e a ligação entre estrutura e telhado se dará de maneira direta, ou seja, a água oriunda do telhado será direcionada sem derivações para a estrutura. As dimensões da superfície das trincheiras de infiltração e dos poços de infiltração foram determinadas com auxílio do programa AutoCAD, de acordo com o espaço máximo disponível para as estruturas na residência com área mais limitante. Como o Projeto B é o lote com menor área disponível para as técnicas, foi tido como referência para a determinação das dimensões das estruturas. Já a profundidade das estruturas de infiltração foi dada de acordo com valores usuais da literatura, distintos para cada técnica, seu máximo desempenho e distância segura do lençol freático. Em seguida, cada técnica foi dimensionada para cada casa, adotando-se as mesmas dimensões iniciais (Tabela 4).

Tabela 4 - Dimensões das estruturas.

Dimensão	Trincheira de Infiltração	Poço de Infiltração
Largura/Diâmetro (m)	0,60	0,60
Comprimento (m)	4,25	-
Profundidade (m)	3,50	7,00
Volume (m ³)	8,93	1,98

Já os reservatórios foram definidos de acordo com os volumes comerciais disponíveis e os volumes requeridos pelo dimensionamento, ou seja, avaliando o volume necessário a ser comportado pela estrutura, analisou-se a disponibilidade no mercado de um reservatório o satisfaça, estipulando-se um máximo de 10.000 litros, e admitindo-se apenas o uso de 1 reservatório.

4.1 Projeto A

A residência presente no projeto A possui uma área de telhado de 53,80 m². Como o coeficiente de escoamento adotado foi 1,00, essa mesma área se torna a área efetiva de escoamento das águas pluviais. Como apresentado na Fig. 3 (a), na trincheira de infiltração obtém-se que esta estrutura receberá um volume de 3.797,58 litros de água. Como o volume que a estrutura comporta pelas suas dimensões é de 8,93 m³, ela comportaria bem a citada lâmina máxima. Por conseguinte, seu tempo de esvaziamento será de 6,45 horas.

No dimensionamento do poço de infiltração, Fig. 3 (b), ele receberá um volume máximo de 5.208,59 litros de água, ou seja, 5,21 m³. Seu tempo de esvaziamento previsto será de 19.94 horas.

Por outro lado, analisando o reservatório individual, Fig. 3 (c), a água escoada exigirá um reservatório que comporte um volume de 876,00 litros. Analisando comercialmente, é um volume viável, uma vez que um reservatório/cisterna com capacidade de 1.000,00 litros atenderia à residência.

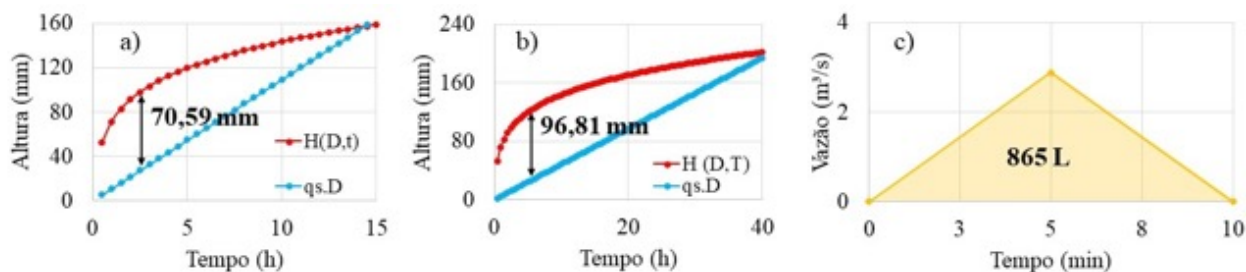


Figura 3 - Dimensionamento projeto A. Em (a) trincheira de infiltração, (b) poço de infiltração, (c) reservatório.

4.2 Projeto B

A residência presente no projeto B possui uma área de telhado de 92,27 m². Assim como no anterior, ela representa a área efetiva de escoamento das águas pluviais. Analisando a trincheira de infiltração, Fig. 4 (a), nota-se que essa estrutura receberá um volume máximo de 8.086,00 litros de água, ou seja, 8,09 m³, que seriam comportados pelo volume disponível na estrutura. A previsão do tempo de esvaziamento estimado será de 13,73 horas.

No dimensionamento do poço de infiltração, Fig. 4 (b), ele receberá um volume máximo de 10.745,42 litros de água, 10,75 m³. A previsão de seu esvaziamento é de 41,13 horas.

Como mostrado na Fig. 4 (c), a água escoada por essa área exigirá um reservatório que comporte um volume de 1.483,53 litros. Baseando-se no mesmo critério que no projeto anterior, um reservatório comercial de 1.500,00 litros atenderia à residência.

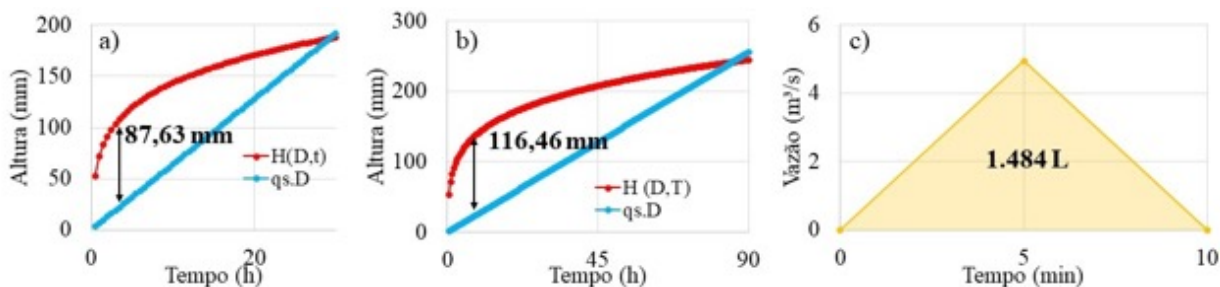


Figura 4 - Dimensionamento projeto B. Em (a) trincheira de infiltração, (b) poço de infiltração, (c) reservatório individual.

4.3 Projeto C

A residência presente no projeto C possui uma área de telhado de 266,35 m², representando também o valor da área efetiva. Como mostrado na Fig. 5 (a), a trincheira de infiltração receberá um volume máximo de 33.642,06 litros de água, ou seja, 33,64 m³, que ultrapassa mais de duas vezes o volume da estrutura. A previsão de seu esvaziamento é de 57,11 horas.

O dimensionamento do poço de infiltração, Fig. 5 (b), evidencia um volume máximo de 43.589,00 litros de água. A previsão de esvaziamento da estrutura é de 166,84 horas.

E, por fim, a água escoada por essa área exigirá um reservatório que comporte um volume de 4.282,40 litros, sendo comportado por um reservatório de volume comercial de 5.000,00 litros.

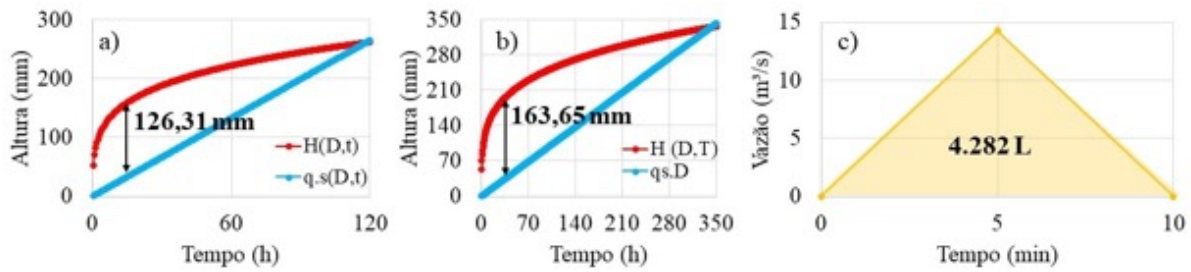


Figura 5 - Dimensionamento projeto C. Em (a) trincheira de infiltração, (b) poço de infiltração, (c) reservatório individual.

A Fig. 6 resume o dimensionamento de todas as estruturas, apresentando os volumes armazenados

por cada uma das estruturas, em cada projeto e em tempos de retorno de 2, 5 e 10 anos.

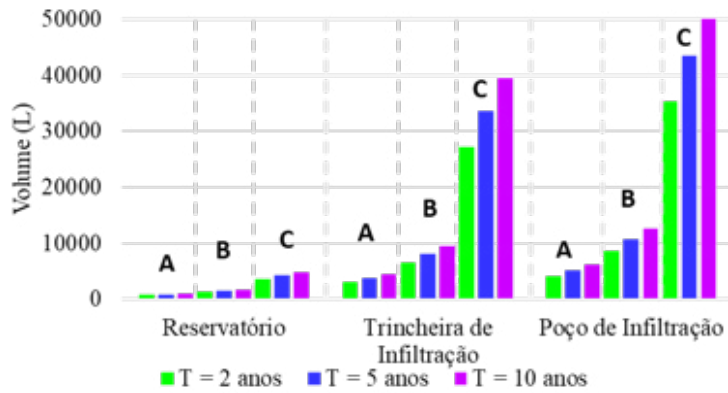


Figura 6 - Volumes armazenados. Em que A, projeto A, B, projeto B e C, projeto C.

A Fig. 7 evidencia os tempos de esvaziamento das estruturas, e a Tabela 5 o resumo sobre a análise de viabilidade de cada uma delas.

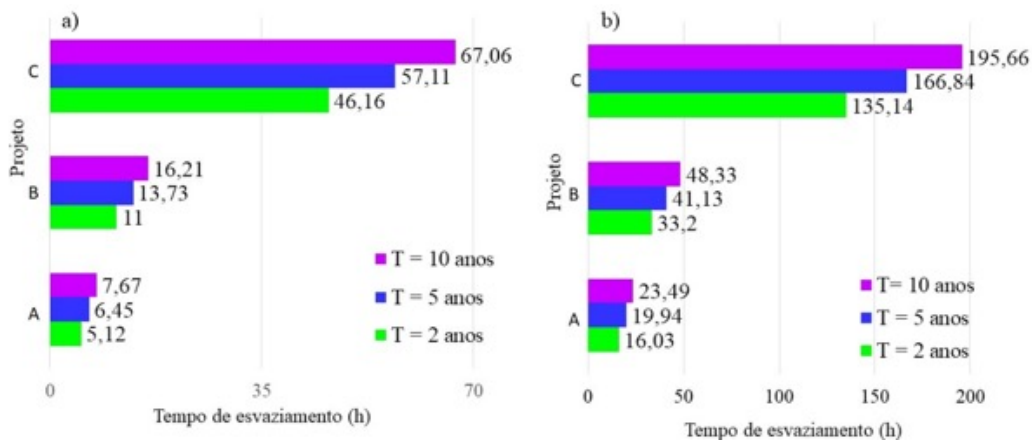


Figura 7 - Tempos de esvaziamento. Em (a) trincheira de infiltração, (b) poço de infiltração

Tabela 5 - Viabilidade em ampla análise.

Projeto	Trincheira de Infiltração	Poço de Infiltração	Reservatório
A	Viável	Viável	Viável
B	Viável	Inviável	Viável
C	Inviável	Inviável	Viável

A trincheira de infiltração se mostrou viável para qualquer tempo de retorno para os projetos A e B, porém inviável para o projeto C, uma vez que os tempos de esvaziamento das técnicas ultrapassaram o valor de 24 horas e/ou os volumes a serem recebidos pelas estruturas superaram o valor de 10.000 litros, enquanto o poço de infiltração se mostrou viável para qualquer tempo de retorno apenas para o projeto A, onde seus volumes máximos requisitados não ultrapassaram os limites de volume e tempo de esvaziamento; para os demais projetos a estrutura se tornou inviável, por ultrapassar esses valores. O reservatório, por sua vez, mostrou-se viável em todos os riscos hidrológicos analisados e em todos padrões residenciais. No projeto de padrão popular, um reservatório de 1.000 litros atenderia a qualquer tempo de retorno; no de baixo padrão, um reservatório de 2.000 litros o faria, e no de alto padrão, um reservatório de 5.000 litros.

Diante dos projetos obtidos para o referido estudo, observou-se que quanto maior a área construída, maior o percentual de área impermeável para o projeto de maior padrão. Tal aspecto ocasionará maior geração de escoamento superficial, exigindo maior capacidade e controle das estruturas compensatórias, caso sejam aplicadas na fonte. Isto é corroborado pelo fato de a maioria das técnicas dimensionadas não atenderem ao projeto de alto padrão, por não comportarem o volume de água escoado pela área de telhado da residência. Nesses casos, são indicadas técnicas compensatórias que prevejam áreas verdes, podendo ser áreas gramadas, pavimentos permeáveis ou até mesmo jardins. Essas áreas funcionariam como um meio intermediário, pelo

qual a água escoaria antes de atingir as estruturas em si, e, assim, ela teria uma taxa de seu volume infiltrado antes de chegar ao reservatório, trincheira ou poço de infiltração. Por outro lado, as residências de menor padrão mostraram uma gama maior de adaptabilidade às técnicas compensatórias de manejo de águas pluviais analisadas na cidade em questão, sendo um ponto positivo, uma vez que os respectivos proprietários tendem a possuir um poder aquisitivo menor, e essa adaptabilidade desvalida esse parâmetro como um impeditivo à adoção das técnicas.

5 CONCLUSÃO

As estruturas dimensionadas neste trabalho trazem, além dos benefícios voltados à atenuação da influência de áreas impermeáveis no ciclo hidrológico das bacias urbanas, vantagens secundárias. Como exemplo disso podemos citar a economia de água potável, uma vez que as águas pluviais têm aptidão para serem usadas em diversas atividades não potáveis, como jardinagem, lavagem de automóveis e áreas molhadas, podendo até ser interligadas ao sistema hidráulico residencial e servir como água de descarga, trazendo consequentemente, economia monetária.

É interessante que, em trabalhos futuros, as técnicas compensatórias, aplicadas na cidade de Rio Paranaíba sejam implantadas com uma conexão parcial ou com desconexão. Isto é, que haja uma região intermediária, uma área verde por onde a água possa escoar antes de chegar ao reservatório, trincheira ou poço de infiltração. Assim, as águas de chuva escoariam de maneira natural e apenas o seu excedente seriam recebidos pela técnica. Dessa maneira, a capacidade de armazenamento requerida se reduz. Em adição, seria interessante adotar uma análise temporal dos eventos de chuva e de infiltração, para uma melhor análise do desempenho das estruturas compensatórias.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceituação: Menezes Filho FCM; **Metodologia,** Souza LFM e Menezes Filho FCM; **Investigação:** Souza LFM; **Redação – Primeira versão:** Souza LFM e Menezes Filho FCM; **Redação – Revisão & Edição:** Fava MC, Silveira A, Menezes Filho FCM e Souza LFM; **Supervisão:** Menezes Filho FCM.

7 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, B. G. **Manual de métodos de análise de solo: porosidade**. Brasília, DF, 212. pp. 2017
- ANDREOTTI, M., PASSOS E CARVALHO, M., MONTANARI, R., BASSO, F. C., PARIZ, C. M., AZENHA, M. V., VERCESE, F. Produtividade da soja correlacionada com a porosidade e a densidade de um latossolo vermelho do cerrado brasileiro. **Ciência Rural**, 40(3), 520-526. 2010 <https://doi.org/10.1590/S0103-84782010005000032>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Avaliação de custos unitários de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios edifícios**. ABNT NBR 12721, 91 pp. 2006.
- BAEK, S., LIGARAY, M., PYO, J., PARK, J., KANG, J., PACHEPSKY, Y., CHUN, J. A., CHO, K. H. Produtividade da soja correlacionada com a porosidade e a densidade de um latossolo vermelho do cerrado brasileiro. **Journal of Hydrology**, 586. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124886>
- BAPTISTA, M., NASCIMENTO, N., BARRAUD, S. **Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana**. Porto Alegre, 318 pp. 2015.
- CHRISTOFIDIS, D., ASSUMPÇÃO, R. S. F., KLIEGERMAN, C. A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. **Saúde Debate**, 43(3), 94-103. 2019. <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S307>
- DAEE/CETESB **Drenagem urbana: manual de projeto**. Departamento de Águas e Energia Elétrica e Companhia de Tecnologia de Saneamento. 492 pp. 1980.
- DIAS, G. E. L. **Estudo de viabilidade de reservatórios coletivos no amortecimento de vazões de pico em drenagem de águas pluviais para um condomínio em Curitiba - PR**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil) . Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 85 pp. 2015.
- GRAZIERA, L. **Influência da ocupação urbana no escoamento superficial: estudo de caso em Piracicaba-SP**. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) . Universidade Pontifícia Católica de Campinas, Campinas, 51 pp. 2021.
- HAMEDANI, A. S. Improving the treatment performance of low impact development practices – comparison of sand and bioretention soil mixtures using column experiments. **Water**, 13(1210). 2021. <https://doi.org/10.3390/w13091210>
- FRANCISCHET, M. M. Análise do efeito dos reservatórios domiciliares no escoamento superficial urbano, com inserção parcial da água precipitada, pela estimativa de vazões geradas em uma área urbanizada hipotética. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, Brasil. 2013. **Anais...**
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. 2021 Acesso em 27 de maio de 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/snig/v1/?loc=0,0U&cat=-1,-2,-3,128,129&ind=4710>
- JR, A. A. O., MEDIONDO, E. M. Metodologia para cálculo de eficiência de técnicas compensatórias em lote urbano. **Revista Internacional de Ciências**, 5(1), 29-41. 2015. <https://doi.org/10.12957/ric.2015.16582>
- KRAFT, B., TEGETMEYER, H.E., SHARMA, R., KLOTZ, M.G., FERDELMAN, T.G., HETTICH, R.L., GEELHOED, J.S., STROUS, M. The environmental controls that govern the end product of bacterial nitrate respiration, **Science**, 345(6197), 676-679. 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1254070>
- MATTA, G. V., PEIXOTO L. Avaliação da implementação conjunta de telhados verdes e microreservatórios domiciliares em área urbana de Belo Horizonte (MG). In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Florianópolis, Brasil. 2017. **Anais...**
- MELO, M. C., GUIMARÃES, L. M., MELO, E. L., SILVA, P. C., DRUMOND, L. C. D. Determinação da função de condutividade hidráulica de um latossolo do cerrado. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, 4(3). 2018. <https://doi.org/10.18540/jcecvl4iss3pp0327-0333>
- NETO, J. B., RABELO, G. C., VENDRAMIM, C. V., BOINA, W. L. O., FREIRE, R. Potencial de poluição difusa originado pelas águas pluviais escoadas em porção urbana de bacia hidrográfica. **Revista Aidis**, 13(2), 350-366. 2020. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67265>
- NUNES, D. M., ALVAREZ, M. G. L., JR, A. A. O., SILVA, L. P. Aplicação das técnicas compensatórias no controle dos escoamentos superficiais: estudo de caso em loteamento residencial em Jacarepaguá, Rio de Janeiro. **Revista Internacional de Ciências**, 7(1), 3-21. 2017. <https://doi.org/10.12957/ric.2017.21887>
- PEITER, T. V., POLETO, C. Estudos dos efeitos de trincheiras de infiltração sobre o escoamento superficial. **Revista de Estudos Ambientais**, 14(2), 57-67. 2012. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2012v14n2p56-66>
- PINTO, N. L. S., HOLTZ, A. C. T., MARTINS, J. A., GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia Básica**, São Paulo, 305 pp. 1976.

ReCesa **Águas pluviais: técnicas compensatórias para o controle de cheias urbanas: guia do profissional em treinamento: nível 2 e 3**. 52pp. 2007.

POLETO, C. SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems): uma contextualização histórica. **Revista Thema**, 8(1). 2011. Acesso em 27 de maio de 2021. Disponível em: <https://periodicos.ifsul.edu.br/index.php/thema/article/view/38>

PONTELO, L. H. B. S. **Elaboração de Perfis Geológico-Geotécnicos com vista ao Planejamento Urbano e Aplicação em Fundações para a Cidade de Rio Paranaíba - MG**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba, Rio Paranaíba, 62 pp. 2017.

REIS, R. P., ILHA, M. S. O. Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva. **Ambiente Construído**, 14(2), 79-90. 2014. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212014000200006>

REYNOLDS, W. D., ELRICK, D. E. In situ measurement of field-saturate hydraulic conductivity, sorptivity, and the α -parameter using the Guelph permeameter. **Soil Science**, 140(4), 292-302. 1985.

RIBEIRO, K. D., MENEZES, S. M., MESQUITA, M. G. B. F., SAMPAIO, F. M. T. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras (MG). **Engenharia Rural**, 31(4), 1167-1175. 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542007000400033>

RIGHETTO, A. M. **Manejo de Águas Fluviais**. Rio de Janeiro, 396 pp. 2009.

SOTO, M. A., CHANG, K. H., VILAR, O. M. Análise do método do permeâmetro de Guelph na determinação da condutividade

hidráulica saturada. **Revista Águas Subterrâneas**, 23(1), 137-152. 2009. <https://doi.org/10.14295/ras.v23i1.17004>

SOUZA, C. et al. The public health perspective. **Water** 21, 40-43. 2009.

SOUZA, V. C. B. **Estudo experimental de trincheiras de infiltração no controle da geração do escoamento superficial**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 151 pp. 2002.

THORUS ENGENHARIA. **Aproveitamento de água de chuva: sinônimo de sustentabilidade**. 2022. Acessado em 04 de março de 2022. Disponível em: <https://thorusengenharia.com.br/sistema-aproveitamento-de-agua-da-chuva-sustentabilidade-tipos-funcionamento-vantagens>

TIRPAK, R. A. Hydrologic impacts of retrofitted low impact development in a commercial parking lot. **Journal of Hydrology**, 592. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125773>

TUCCI, C. E. M. **Drenagem Urbana**, Porto Alegre, 155-163. 1998.

UN, UNITED NATIONS. **Popular statistical tables, country (area) and regional profiles**. 2021. Acesso em 10 de novembro de 2021. Disponível em: <http://data.un.org/en/reg/g1.html>

WELERSON, C. C., SILVA, B. C. Análise do impacto do crescimento urbano em uma micro bacia hidrográfica no município de Itajubá/MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 12(3), 1114-1131. 2019.

WHITE, I., SULLY, M. J. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. **Water resources research**, 23(8), 1514-1552. 1987. <https://doi.org/10.1029/WR023i008p01514>

Impacto da dinâmica de estratificação térmica sobre a qualidade de água em sistema em cascata – estudo de caso no semiárido brasileiro

Impact of thermal stratification dynamics on water quality in a cascade system – a case study in the Brazilian semiarid region



• **Data de entrada:**
05/05/2022



• **Data de aprovação:**
26/03/2023

Josefa Marciana Barbosa de França^{1*} | José Capelo Neto¹ | Allan Clemente¹ | Walt Disney Paulino¹ | Zulene Almada Teixeira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.017>

ORCID ID

França JMB  <https://orcid.org/0000-0001-6167-0655>
Capelo Neto J  <https://orcid.org/0000-0002-7669-7153>

Clemente A  <https://orcid.org/0000-0003-4364-5362>
Paulino WD  <https://orcid.org/0000-0002-9371-8577>

Resumo

O presente estudo focou no aporte de cargas dos macronutrientes (NT e PT) e na influência da estratificação do Reservatório Castanhão em relação à transposição de água do Canal da Integração até o ponto a jusante do Reservatório Curral Velho. A metodologia de análise baseou-se na análise da perfilagem da coluna de água e na aplicação de testes estatísticos. Verificou-se um padrão sazonal da variável da temperatura, com processos de estratificação no primeiro semestre e desestratificação no segundo. O OD e pH apresentaram estratificação irregular. A CE e os SDT não estabeleceram nenhum padrão. Identificou-se que existem diferenças significativas entre a temperatura, OD e pH, em relação aos pontos Castanhão e CIN21, o que ocasionou a desoxigenação nos pontos CIN21 e CIN08, e a oxigenação natural foi constatada a 43,50km. Com relação às cargas de nutrientes NT e PT, essas têm tendência a oscilar conforme a vazão liberada a partir do gerenciamento do reservatório.

Palavras-chave: Transferência de água. Reservatórios em cascata. Cargas de nutrientes.

Abstract

The present study focused on the input of macronutrient loads (NT and PT) and on the influence of the stratification of the Castanhão Reservoir in relation to the transposition of water from the Integration Channel to the point downstream of the Curral Velho Reservoir. The analysis methodology was based on the analysis of the water column profiling and the application of statistical tests. A seasonal pattern of variable the temperature was verified, with processes of stratification in the first semester and destratification in the second. The OD and pH showed irregular stratification. The EC and SDTs do not set any standards. It was identified that there are significant differences between the temperature, DO and pH, in relation to Castanhão and CIN21 points, which caused deoxygenation at CIN21 and CIN08 points and natural oxygenation was observed at 43.50km. With respect to NT and PT nutrient loads, these trends fluctuate with release from reservoir management.

Keywords: Water transfer. Cascading reservoirs. Loads of nutrients.

¹ Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** marciana.fran@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Barragens e transferências de água já existem há milhares de anos, mas apenas nos últimos 50-75 anos tornaram-se massivas em tamanho e alcance. Estima-se que mais de 45.000 barragens com alturas superiores a 15m de altura são registradas no mundo e que centenas de milhares de barragens menores tenham sido construídas em rios e fazendas. Avalia-se que, no hemisfério norte, apenas 23% da vazão em 139 dos maiores rios não foi afetada por reservatórios (DYNESIUS; NILSSON, 1994).

A qualidade da água superficial de uma região é determinada pela topografia local, hidrologia e hidrogeologia na área de captação, agregado a fatores climáticos e influências antropogênicas, como atividades urbanas, industriais e agrícolas (LOPES et al., 2018). A deterioração da qualidade da água é um problema comum em reservatórios cercados por atividades antrópicas que recebem altas cargas de sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes (ROSSEL; FUENTE, 2015).

Ao transformar um trecho de um rio em um reservatório, ocorre a desaceleração do fluxo subsequentemente, onde o rio passa de um sistema dominado por produção alóctones para um sistema mais lacustre, onde predomina a produção autóctone de matéria orgânica, aumentando a produção primária in situ, e altera os ciclos biogeoquímicos do carbono (C), fósforo (P), azoto (N) e silício (Si), (FRIEDL; WUEST, 2002; KUNZ et al., 2011). Muitos são os desafios para a gestão dos reservatórios situados em regiões tropicais, pois a qualidade da água, associada ao represamento, ocasiona diversas alterações relacionadas aos processos de estratificação térmica e química da coluna de água (BOEHRER; SCHULTZE, 2008).

Compreender os efeitos das mudanças de longo e curto prazo em diferentes escalas espaciais tem se mostrado extremamente difícil (ORMEROD; JENKINS, 1994). Padrões e processos podem ser

altamente específicos da bacia hidrográfica, e é preciso ter cautela sobre a transferibilidade dos resultados para diferentes escalas espaciais e temporais e para outros locais (NEAL, et al., 1997; SOULSBY, et al., 2000). No entanto, mudanças hidroquímicas ao longo de eventos hidrológicos, estações e períodos de tempo mais longos podem fornecer informações valiosas sobre os processos externos e internos que influenciam a hidroquímica da bacia hidrográfica (SOULSBY, 2001).

À medida que conjuntos de dados biológicos de longo prazo se tornam disponíveis e técnicas estatísticas multivariadas são desenvolvidas, insights sobre respostas biológicas também estão se tornando possíveis (SOULSBY, 2001). Técnicas estatísticas multivariadas têm sido aplicadas para caracterizar e avaliar a qualidade da água doce. A interpretação de matrizes de dados de qualidade da água para extração de informações úteis e gestão eficaz das águas superficiais pode ser abordada por meio do uso de métodos estatísticos multivariados, como regressão, análise discriminante (DA), análise de cluster (CA), análise de componentes principais (PCA) e análise fatorial (FA) (JUAHIR et al., 2010).

Corpos de águas localizados em áreas de baixa latitude, como as zonas tropicais, são fundamentalmente imprevisíveis ou sazonais, e pesquisas assinalam que nessas regiões os processos de estratificação são predominantemente oligomíticos (misturando irregularmente) ou polimíticos (misturando muitas vezes por ano) (BOEHRER; SCHULTZE, 2008). Contudo, a pouca disponibilidade de dados de reservatórios inseridos em áreas tropicais e subtropicais dificulta as investigações limnológicas nestes ecossistemas (GRANZOTTI et al., 2018).

Estudar os processos de estratificação em reservatórios é fundamental para entender as diversas alterações físicas e químicas no corpo

d'água, como distribuição de gases dissolvidos e nutrientes na água; assim como acúmulo de substâncias e elementos químicos no hipolímnio, o que ocasiona a formação de substâncias redutoras, e, por conseguinte, a desoxigenação desta camada favorece eventos de eutrofização, devido à recirculação interna (BENETTI et al., 2006; LOPES et al., 2018).

A estratificação térmica é um fator importante na regulação de processos químicos e biológicos, já que as diferenças de densidade influenciam a mistura vertical e a distribuição de organismos, de substâncias químicas, de íons e de partículas, que além de outras consequências, podem alterar a distribuição do fitoplâncton no perfil vertical da coluna d'água de reservatórios (BECKER et al., 2008).

Em reservatórios de regiões tropicais é comum a ocorrência de estratificação e desestratificação térmica diária, e a principal hipótese que explica essa condição é o resfriamento do ar nos períodos noturnos e a forte incidência solar durante o dia (BARBOSA; TUNDISI, 1980). Quando esses reservatórios liberam água para um sistema a jusante, através de uma tomada d'água no fundo do reservatório, essa variabilidade diária pode implicar na liberação de águas hipolimnéticas mais frias e anóxicas e impactar na qualidade da água do rio e canal por centenas de quilômetros, portanto pode ser uma fonte de degradação ambiental, destruindo serviços ecossistêmicos e econômicos prestados às comunidades ribeirinhas (KUNZ et al., 2011).

O monitoramento de ecossistemas aquáticos é uma ferramenta importante para a gestão ambiental, pois fornece informações que facilitam o diagnóstico da qualidade das águas lóxicas e lênticas, permitindo identificar os principais impactos responsáveis pela degradação dos recursos hídricos. Compreender como os fatores antrópi-

cos e naturais controlam a qualidade da água e como as relações mudam ao longo do tempo e do espaço ajudará os gestores de recursos hídricos a direcionar escalas e fatores apropriados para a melhoria de seus esforços de gestão da qualidade da água.

Neste contexto, o presente artigo tem como objetivo avaliar o impacto da estratificação térmica do Reservatório Castanhão em relação aos parâmetros limnológicos relacionados à eutrofização de corpos hídricos no início do macrosistema em cascata da região Metropolitana de Fortaleza, Ceará. As hipóteses testadas foram: (a) a estratificação térmica do Açude Castanhão interfere na qualidade da água do sistema a jusante, (b) as concentrações de nutrientes não apresentam diferenças significativas entre os diversos pontos estudados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O Castanhão, maior reservatório do Ceará, foi construído em 2003 e está localizado no município de Alto Santo com capacidade de armazenamento de 6.700hm³. A principal finalidade desse manancial é manter a transposição de água pelo Canal da Integração para atender aos múltiplos usos, principalmente o abastecimento humano da Região Metropolitana de Fortaleza. Na liberação pelas comportas de fundo do açude Castanhão, parte vai por gravidade para o Rio Jaguaribe e o restante é bombeado para o Canal da Integração (Fig. 1). O sistema de monitoramento das vazões do Canal de Integração é mensurado pela quantidade de horas trabalhadas pelas bombas situadas na estação de bombeamento (EB Castanhão), localizada a jusante do reservatório (Fig. 1).

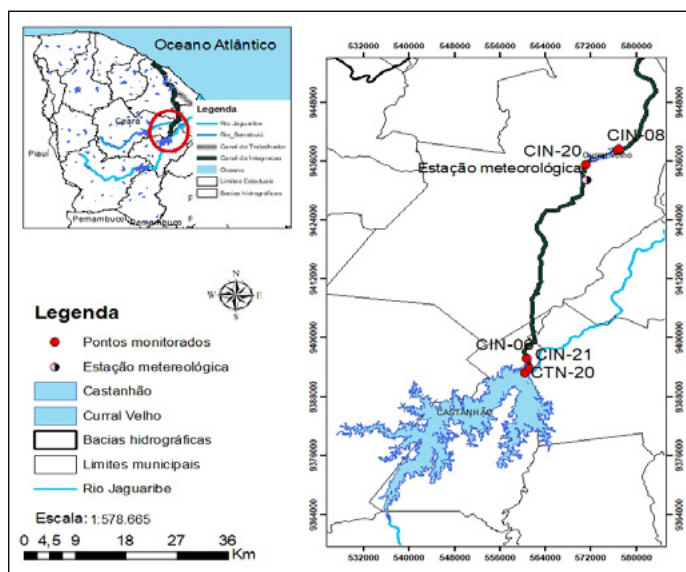


Figura 1 - Mapa de localização dos reservatórios no sistema em cascata Fortaleza.

2.2 Estudo das vazões e da qualidade da água

O estudo contemplou seis pontos de monitoramento, iniciando no Reservatório Castanhão até o ponto localizado a jusante do Reservatório Cur-

ral Velho, denominado de CIN08. As coordenadas de localização da campanha de monitoramento, ano de construção, volume e área das bacias hidrográficas dos reservatórios, encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Dados de localização dos pontos de monitoramento, volume e área da hidráulica dos açudes considerados no estudo

Número	Descrição	Coordenadas (UTM 24M -Sirgas 2000)		Ano de construção	Volume (hm ³)	Área da bacia hidrográfica (Km ²)
		E	N			
1	Castanhão (Superfície e fundo)	560.466	9.392.963	2003	6.700	44.723,30
2	CIN21	561.214	9.393.802	-	-	-
3	CIN06	560.737	9.395.806	-	-	-
4	CIN20	571.149	9.435.426	-	-	-
5	Curral Velho	576.873	9.438.016	2007	12,17	83,47
6	CIN08	577.017	9.438.537	-	-	-

Foram realizadas doze campanhas para o monitoramento da qualidade da água, com frequência trimestral, no período de 2017 a 2019. As coletas foram feitas a 30 cm da superfície nos reservatórios Castanhão e Curral Velho e nos quatro trechos dos Canal da Integração. No período em análise, a coluna de água do Castanhão tinha aproximadamente 19 m de profundidade, locali-

zado próximo à estrutura dos taludes de barramento da tomada de água. As variáveis analisadas e os métodos utilizados são citados na Tabela 2. Essas informações foram obtidas dos bancos de dados da Cogerh. Os dados climatológicos: precipitação, velocidade do vento e insolação foram retirados do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Tabela 2 - Variáveis qualitativas analisadas no período de 2017 a 2019

Variáveis	Sigla	LQ	Método
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	CE	0,01	Sonda YSI 6600
Cianobactérias (Células.mL ⁻¹)		-	Câmara de Sedgewick-Rafter - Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater, 2012
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	PT	0,01	Método do Persulfato (4500-P-J) e (4500-P-E) – APHA, 201
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	NT	0,94	Método do Persulfato (4500-P-J) e (4500-NO3--E) – APHA, 2012.
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	OD	0,05	Sonda YSI 6600
pH	pH	0,01	Sonda YSI 6600
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	SDT	2,00	Gravimetria (2540 D) e Cálculo - APHA, 2012.
Temperatura da água (°C)	T	0,01	Sonda YSI 6600

LQ - Limite de Quantificação.

Fonte: COGERH.

2.3 Análise estatística

Para a representação gráfica dos dados empregou-se o Boxplot, ou Box-and-Whisker plot. O Boxplot é particularmente útil para comparar várias amostras em um mesmo gráfico (FRERY; CRIBARI-NETO, 2011).

O programa Rstudio foi aplicado para o teste de normalidade dos dados, a partir do gráfico QQ-plot, e pelo teste de Shapiro-Wilks. Considerou-se normal o conjunto de dados que apresentam todos os pontos dentro dos limites do gráfico e também p-valor maior do que a significância adotada de 5%. Utilizou-se o teste T para identificar diferenças significativas entre as variáveis ambientais, caso os dados atendam aos requisitos de normalidade.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dados climatológicos

Com relação aos dados climatológicos (Fig. 2A), observa-se que as precipitações concentraram-

-se principalmente no primeiro semestre dos três anos (2017, 2018 e 2019) em análise, com valores médios de 698, 802 e 676 mm, respectivamente. Nos anos de 2017 a 2019, as precipitações ficaram abaixo da média (800 mm) para o estado do Ceará (INMET, 2019). O valor médio da velocidade dos ventos (Fig. 2B) foi aproximadamente de 2,50m.s. Ocorreram valores atípicos, com aumentos nos meses de janeiro a março de 2019, com conseqüente redução até o mês de julho, quando retornaram próximo ao valor médio. Observaram-se também maiores períodos de insolação no primeiro semestre dos anos de 2017 e 2018, atingindo valores de 6h diárias, enquanto no segundo semestre esses valores foram menores. Em 2019, ocorreram picos de insolação de até 11h nos meses de janeiro e fevereiro. Nos meses subsequentes, a frequência reduziu-se a um valor médio abaixo de 6h diárias e com variabilidades mais intensas até o final do período chuvoso (Julho). Após isso, a insolação reduziu a variabilidade e estabilizou novamente em torno das 6h diárias (Fig. 2C).



Figura 2 - Dados climatológicos da área de estudo: precipitação (A), velocidade do vento (B) e insolação (C)

3.2 Dinâmica de estratificação do reservatório Castanhão

O perfil vertical da temperatura de água do reservatório Castanhão apresentou estratificação sazonal no primeiro semestre dos anos avaliados (Fig. 3). Nesses períodos, a água mais fria concentrou-se na camada mais profunda, ou hipolímnio, enquanto as temperaturas mais elevadas foram registradas na camada superior, epilímnio. No segundo semestre, houve uma menor tendência de estratificação térmica, além de menores temperaturas abaixo da média no primeiro semestre. Nesses períodos de estratificação sazonal, observaram-se (Tabela 3) os maiores gradientes térmicos médios nos meses de março/2017 (1,39 °C), abril/2018 (1,60 °C) e março/2019 (1,26 °C).

Esses pequenos gradientes térmicos verticais da água podem induzir elevada estabilidade à estratificação uma vez que, por exemplo, a diferença de densidade da água entre 29° e 30°C é 3,7 vezes maior que a variação entre 6 e 7°C, ou seja, em regiões tropicais não há necessidade de grandes diferenças de temperatura entre as sucessivas camadas para que se estabeleça uma estratificação térmica estável (NOGUEIRA, 1991). Pesquisas realizadas em 54 dos maiores reservatórios localizados em baixa latitude avaliaram que, apesar de existir ambiguidade na literatura em relação ao comportamento da estratificação dos corpos d'água nos trópicos, a maioria dos reservatórios em baixa latitude apresentou estratificação sazonal (WINTER et al., 2019).

A estratificação química do oxigênio dissolvido (OD) e do pH apresentou comportamentos similares, exibindo um padrão semelhante ao da estratificação térmica. A desestratificação térmica

do segundo semestre de 2017, entretanto, não foi suficiente para elevar os níveis de OD nem do pH do hipolímnio. Pode-se visualizar, também na Fig. 3, que o OD na camada de fundo atingiu valores próximos a zero nos períodos em que ocorreu a estratificação térmica. Já no segundo semestre dos anos 2018 e 2019, a desestratificação térmica foi suficiente para elevar o oxigênio e o pH na camada inferior, e o fator que pode ter contribuído para a desestratificação em 2019 dessas duas variáveis, menor insolação na área de estudo e a maior intensidade do vento.

No ano de 2018, a precipitação pluviométrica ficou próxima à média histórica e foi maior do que nos outros dois anos estudados. Em 2019, foi registrada maior velocidade do vento no segundo semestre.

Não foram observados processos bem definidos de estratificação química com relação à condutividade elétrica (CE) e sólidos dissolvidos totais (SDT), conforme ocorrido com a estratificação térmica, mostrando que essas variáveis são menos sensíveis aos efeitos das diferenças de temperatura entre camadas. Um ponto importante a se observar é que a variabilidade sazonal foi observada após a ocorrência das precipitações pluviométricas (802mm) da primeira metade de 2018, momento em que houve uma diminuição expressiva de ambos os parâmetros quando comparados ao ano de 2017. A tendência de redução SDT e CE, após o período de chuvas, ocorreu em 12 pontos da bacia hidrográfica do Ribeirão Anicuns, onde SDT variou de 5,9 a 80,6mg.L⁻¹ (chuva) e 5,8 a 68,0mg.L⁻¹ (seca) e a condutividade elétrica (CE) apresentou variação de 13,33 a 168,80ms.cm⁻¹ (chuva) e 13,3 a 142,7ms.cm⁻¹ (seca) (RIBEIRO et al., 2016).

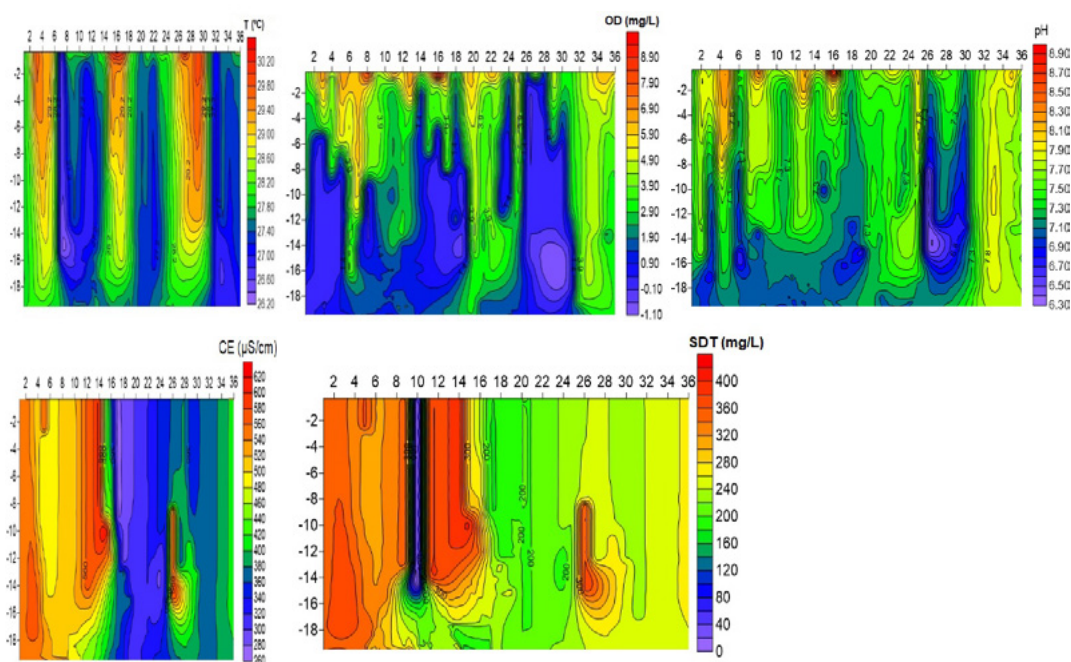


Figura 3 - Perfil da coluna da água das variáveis ambientais: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais para o período de 2017 a 2019. O eixo Y representa a profundidade e o X o mês de monitoramento

Tabela 3 - Variáveis limnológicas para os períodos de estratificação do Castanhão

Período (mês.ano)	Valores	Temperatura (°C)	OD (mg.L)	pH	CE (mS.cm)	SDT (mg.L)
Março/2017	Máximo	29,71	6,89	7,71	533	346
	Mínimo	28,32	0,35	6,76	568	369
	Diferença	1,39	6,54	0,95	-35	-23
Abril/2018	Máximo	30,23	9,86	8,95	368	240
	Mínimo	28,72	0,19	7,17	521	340
	Diferença	1,60	9,67	1,78	-153	-100
Março/2019	Máximo	30,33	5,08	7,74	374	243
	Mínimo	29,07	0,21	7,04	384	250
	Diferença	1,26	4,87	0,7	-10	-7

3.3 Análise da qualidade de água do sistema de transferência de água

A análise estatística dos dados de fósforo (P) e nitrogênio (N) nos pontos Castanhão superficial x Castanhão fundo (Tabela 4) não apontou diferença significativa no período em análise. Nos anos de 2017 a 2019, o volume de armazenamento do Castanhão era muito baixo, próximo a 6% para o período chuvos e volume menor no período de estiagem. Assim, para o período estudado, constatou-se que o abastecimento do sistema com água da camada superficial liberaria quantidades

similares de nutrientes que a água retirada pela descarga de fundo em funcionamento.

No lago Baikal, na Rússia siberiana, a extensão do esgotamento dos nutrientes das águas superficiais e a magnitude da biomassa e da produtividade do fitoplâncton foram fortemente correlacionadas com o grau de estratificação térmica (GOLDMAN et al., 1996). Su et al. (2019) relataram que a estratificação de oxigênio dissolvido influenciou notavelmente na quantidade e na especiação de N durante os verões no Lago Longjing, China. No hipolimnio, NH⁴⁺ contribuiu

com quase 85% no lago. Além disso, aproximadamente 70% do N_2O foram acumulados no hipolimnio. Nesses dois casos, há de se observar que a estratificação em lagos temperados ocorreu por longos períodos de tempo, propiciando tempo suficiente para que os nutrientes fossem diminuídos ou extintos nas camadas superiores, o que não acontece em lagos localizados no semiárido brasileiro, onde o período de estratificação/desestratificação é diário.

Salienta-se, entretanto, que esse resultado pode estar restrito à situação atual de baixa disponibilidade hídrica, não representando o comportamento de períodos com maiores volumes acumulados. Conforme monitoramento da COGERH (2019), desde a construção no ano de 2003, o reservatório Castanhão atingiu a cota máxima (106 m – cota de sangria) apenas no ano de 2004. Nos três anos em análise (2017 a 2019), a maior recarga foi de $582,99\text{hm}^3$, atingiu apenas 8,60% da capacidade total, no primeiro semestre de 2018. Em dezembro de 2019, final do período em análise, o armazenamento permaneceu baixa $187,37\text{hm}^3$ (2,8%).

Os pontos Castanhão Superfície x CIN21 (jusante da barragem do Castanhão) tampouco apresentaram diferença significativa para P e N, nem do

número de cianobactérias. Por outro lado, as variáveis OD, pH e temperatura apresentaram diferenças significativas (Tabela 4), corroborando o comportamento dos perfis da coluna de água onde se constatou processo de estratificação para essas variáveis na maioria do período estudado.

Com base nos resultados do teste T (Fig. 16), pode-se visualizar que a liberação de água pela camada hipolimnética forçou uma baixa concentração de oxigênio dissolvido nos pontos CIN21 e CIN06, atingindo valores mínimos de 1,03 e 1,62 mg L^{-1} e médios de 2,62 e 4,35 mg L^{-1} , respectivamente. Esses resultados são considerados abaixo do recomendado ($5,00\text{ mg L}^{-1}$) para corpos lóticos de acordo com BRASIL (2011). Um processo de reoxigenação natural foi identificado no ponto CIN20 (mínimo: 3,69 mg L^{-1} e médio: 6,91 mg L^{-1}), localizado a aproximadamente 43,50 km a jusante do Reservatório Castanhão (Fig. 16). O pH apresentou comportamento similar ao identificado com o OD. Com relação à temperatura, a estrutura de concreto e a reduzida liberação de vazão no período em análise, assim como as elevadas insolações na área em estudo, ocasionaram o aumento da temperatura da água ao longo do Canal da Integração (Fig. 4).

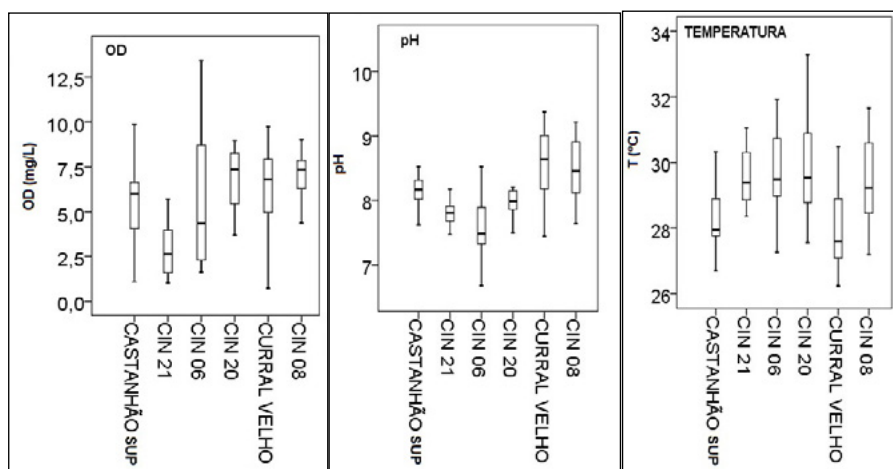


Figura 4 - OD, pH e temperatura médios nos pontos analisados para os anos de 2017 - 2019.

Conforme estudos realizados por Langbein e Durum (1967), a velocidade da recuperação do oxigênio dissolvido depende da profundidade do rio, das áreas de superfície, da turbulência e fatores climáticos. Pesquisas realizadas em dois reservatórios, Blue Ridge e Chatuge, no vale do Tennessee (EUA), com vazões médias de 17 e 13 m³ s⁻¹, constataram valores mínimos de oxigênio de 3,4 e 1,3 mg L⁻¹, com impactos identificados até uma distância de 24 e 11 km a jusante dos reservatórios, respectivamente, atingindo nesses pontos uma reoxigenação de 6,0 mg L⁻¹ (HIGGINS; BROCK, 1999). Resultados de outro estudo realizado no rio Pelagus, a mais de 150 km a jusante da barragem, mostraram baixa concentração de oxigênio dissolvido quando o vertedouro do reservatório a montante foi fechado (LING et al., 2017).

Dados de campo das regiões subtropical da Austrália e tropical da Malásia sugerem que, na prática, a hipóxia pode se estender a dezenas ou centenas de quilômetros a jusante da barragem (WALKER et al., 1978; WERA et al., 2019). Pesquisas realizadas em 20 barragens no vale do Tennessee (EUA), com mais de 500 km de extensão de canais e rios, mostraram que esses corpos lóticos eram adversamente impactados pela liberação da água da camada profunda dos reservatórios a montante com baixo teor de oxigênio dissolvido, impactando adversamente a qualidade da água liberada, o habitat aquático da biota e a recreação (HIGGINS; BROCK, 1999). Nesses reservatórios, a baixa concentração de OD das águas foram mitigadas com a utilização, injeção de ar e oxigênio por meio de difusores (HIGGINS & BROCK, 1999).

Uma prática adotada para reduzir a captação de cianobactérias em reservatórios destinados ao abastecimento humano é a retirada multiníveis (CHÍCHARO et al., 2006). Descargas multiníveis foram aplicadas para prevenir floração de cianobactérias que outrora atormentaram um estuário em Portugal (CHÍCHARO et al., 2006). Processo semelhante também foi observado em reservatórios tropicais, como é o caso do lago Paranoá em Brasília (STARLING et al., 2002; CORRÊA, 2011). Mesmo após a instalação e funcionamento das Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) na sua bacia hidrográfica, que diminuíram significativamente a entrada de fósforo, o reservatório continuou apresentando altos valores de clorofila-a, que só foram plenamente reduzidos com a adoção da técnica de eco-hidrologia denominada “flushing”, com a abertura frequente das comportas com objetivo de descartar a camada superficial da água e conseqüentemente a biomassa algal que se perpetuava devido ao processo de alimentação interna de fósforo advinda dos sedimentos (STARLING et al., 2002; CORRÊA, 2011).

A comparação dos pontos Curral Velho x CIN08 (jusante do Curral Velho) apresentou diferença significativa em relação à temperatura, o que indica que o reservatório apresenta estratificação térmica. E os pontos Castanhão Superficial x Curral Velho não apresentaram diferença significativa para a maioria das variáveis, com exceção da temperatura (Tabela 13), indicando que as variáveis analisadas não mudam significativamente e que o corpo hídrico controlador da qualidade da água é o Açude Castanhão, o corpo hídrico de maior porte.

Tabela 4 - Resultado do Teste U para as variáveis ambientais

Pontos: Castanhão superfície x Castanhão fundo		
Variável	p-valor	Diferença
PT	0,426	Não significativa
NT	0,843	Não significativa

Continua...

Tabela 4 - Continuação...

Pontos: Castanhão superfície x CIN21		
Variável	p-valor	Diferença
Cianobactérias	0,931	Não significativa
NT	0,225	Não significativa
OD	0,006	Significativa
PT	0,603	Não significativa
pH	0,023	Significativa
Temperatura	0,004	Significativa
Pontos: Curral velho x CIN08		
Variável	p-valor	Diferença
Cianobactérias	0,885	Não significativa
NT	0,751	Não significativa
OD	0,665	Não significativa
PT	0,665	Não significativa
pH	0,795	Não significativa
Temperatura	0,019	Significativa
Pontos: Castanhão superfície x Curral Velho		
Variável	p-valor	Diferença
Cianobactérias	0,403	Não significativa
NT	0,061	Não significativa
OD	0,403	Não significativa
PT	0,402	Não significativa
pH	0,057	Não significativa
Temperatura	0,285	Não significativa

3.4 Estimativa das cargas de nutrientes provenientes do reservatório Castanhão

A vazão média da operação realizada nos três anos em análise foi de 7.350 L s⁻¹ (COGERH, 2019). Conforme se pode visualizar na Fig. 5A, a contribuição de nitrogênio total (NT) que aportou para o Canal da Integração registrada nos três anos foi contro-

lada pela variação da vazão. O maior valor registrado de carga de nitrogênio (55,96 ton mês⁻¹) foi em abril de 2017, quando a vazão era de 9.819 L s⁻¹. Em outubro de 2018 ocorreu o segundo maior aporte (47 ton mês⁻¹), cuja vazão registrada foi de 12.230 L s⁻¹. Em abril de 2019, registrou-se a menor carga de NT (11,92 ton mês⁻¹), com aporte de vazão de 1.814 L s⁻¹.

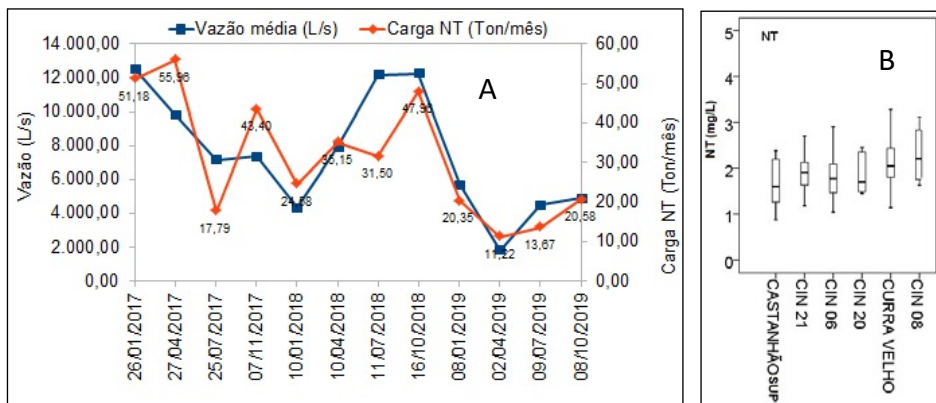


Figura 5 - Carga de NT do Castanhão para o Canal da Integração no período de 2017 a 2019 (A) e boxplot dos valores de NT para o período em análise (B).

Com base na análise realizada neste estudo, não foi possível identificar ligação entre o período de chuvas e o aumento da carga de nutrientes provenientes das bacias hidrográficas de contribuição. Neste período, ocorreram pequenas recargas volumétricas para o reservatório Castanhão. Adverte-se que todos os resultados médios de

NT (Fig. 5B) atenderam aos valores recomendados para os ambientes lóticos ($2,18 \text{ mg L}^{-1}$), mas não para os lênticos ($1,27 \text{ mg L}^{-1}$), conforme a legislação em vigor para a classe 2 (BRASIL, 2009). Adicionalmente, pode-se observar na Tabela 5 que o nitrogênio total não apresentou diferença significativa ao longo do trecho monitorado.

Tabela 5 - Resultados do Teste T para o nitrogênio nos pontos monitorados

Teste T para o nitrogênio total					
Pontos N	Castanhão_Sup	CIN 21	CIN 06	CIN 20	Curral Velho
CIN 21	1	-	-	-	-
CIN 06	1	1	-	-	-
CIN 20	1	1	1	-	-
Curral Velho	0,62	1	1	1	-
CIN 08	0,11	1	0,64	0,30	1

Com relação ao aporte de fósforo para o macro-sistema (Fig. 6A), identificou-se também que as cargas tendem a oscilar conforme a variação da vazão liberada pelo açude Castanhão. Os maiores valores registrados de carga de fósforo foram em janeiro de 2017 ($7,67 \text{ ton mês}^{-1}$) e outubro de 2018 ($4,88 \text{ ton mês}^{-1}$), e os menores em janeiro de 2018 ($1,03 \text{ ton mês}^{-1}$) e em abril de 2019 ($1,06 \text{ ton mês}^{-1}$). Enfatiza-se que todos os resul-

tados de fósforo total (Fig. 6B) estão muito acima dos valores recomendados para ambientes lóticos ($0,03 \text{ m L}^{-1}$) e lênticos ($0,05 \text{ m L}^{-1}$), conforme a legislação em vigor para a classe 2 (BRASIL, 2009). Assim como o que aconteceu com o nitrogênio, não foram observadas diferenças significativas para as concentrações de fósforo ao longo do trecho estudado, conforme dados apresentados na Tabela 6.

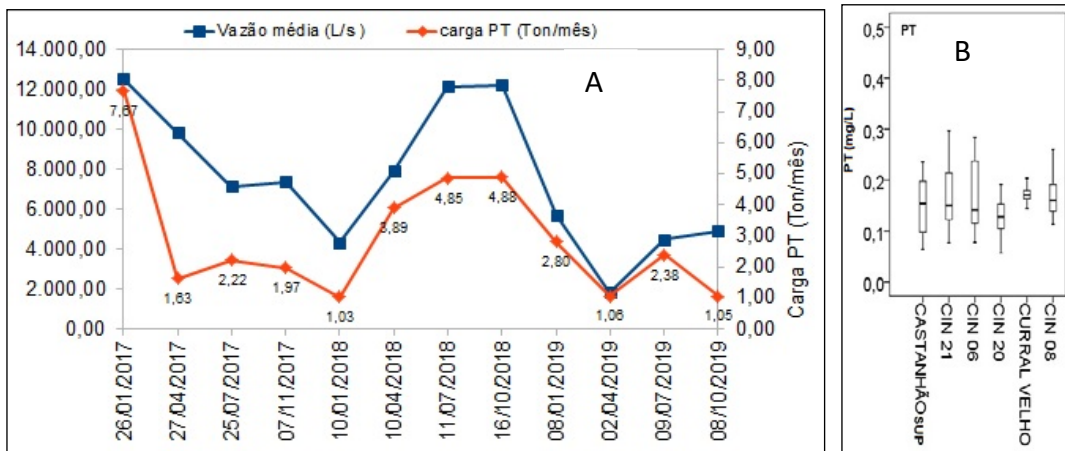


Figura 6 - Carga de PT do Castanhão para o Canal da Integração no período de 2017 a 2019 (A) e boxplot dos valores de PT para o período em análise (B)

Tabela 6 - Resultados do Teste T para o fósforo nos pontos monitorados

Teste T para o fósforo					
Pontos	Castanhão_Sup	CIN-21_	CIN-06	CIN-20	Curral Velho
CIN-21	1	-	-	-	-
CIN-06	1	1	-	-	-
CIN-20	1	1	1	-	-
Curral Velho	1	1	1	1	-
CIN-08_	1	1	1	1	1

Campos et al. (2000) avaliaram as transformações hidrológicas na Bacia do Rio Jaguaribe após a construção dos reservatórios e observaram que o sistema de reservatórios implantados até hoje regula até 85% das descargas naturais médias e menos de 1% flui para o oceano. Assim, a regulação na vazão de água do reservatório Castanhão induziu altas taxas de retenção de nitrogênio, fósforo total e sólidos suspensos. Essas cargas, que antes iam para o Oceano Atlântico, permanecem no continente (MOLISANI et al., 2013).

Vidal e Capelo (2014) identificaram que no Açude Gavião, localizado mais a jusante de toda infraestrutura da transposição estudada neste trabalho, ocorreu um elevado aporte de nitrogênio e fósforo vindo deste sistema e culminando com uma retenção de nitrogênio (121,42t) e de fósforo (28,06t) de janeiro a maio de 2011, contribuindo para o processo de eutrofização deste importante manancial.

4 CONCLUSÕES

Dentre os perfis analisados, a temperatura da água foi o único parâmetro que manteve um padrão termal sazonal de estratificação (primeiro semestre) para os três anos em análise. O OD e o pH apresentaram estratificação irregular, e as demais variáveis, CE e SDT, não apresentaram estratificação no período.

Constatou-se que a estratificação ocasionou a desoxigenação nos pontos CIN21 e CIN06. A oxig

enação natural no ambiente lótico foi identificada a 43,50Km a jusante do reservatório Castanhão, no ponto CIN20 (6,91mg/L), cujo resultado apresentou diferença significativa entre o ponto Castanhão Sup e CIN21 (jusante do Castanhão).

Em relação aos nutrientes, constatou-se que não existe diferença significativa entre a camada superficial e camada inferior do Reservatório Castanhão. Nesse período, o manejo operacional da vazão liberaria quantidades similares de nutrientes, caso a operação das vazões fosse multiníveis. Também não se identificou diferença significativa entre as variáveis: NT, PT, Temperatura, OD, pH e Cianobactérias dos Reservatórios Castanhão e Curral Velho, o que indica similaridade no processo de eutrofização entre ambos os reservatórios.

Apesar de ocorrer processos de estratificação da coluna de água com resfriamento da camada hipolimnética, a temperatura no Canal da Integração apresentou valores superiores aos registrados na camada superficial do Reservatório Castanhão. Esse fato se relaciona com os fluxos reduzidos e ao material da estrutura do canal artificial de concreto e processos de insolação.

Em relação às cargas de nitrogênio e fósforo, foi possível verificar que estas apresentaram tendência a variar conforme a vazão operada pelo sistema de gerenciamento, ou seja, na maioria das vezes, as cargas aumentaram em consequência do aumento da vazão operada.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à COGERH pelo apoio institucional concedido à pesquisa.

6 CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Conceitualização: França JMB e Capelo Neto J; **Metodologia:** Capelo Neto J e França JMB; **Investigação:** França JMB, Capelo Neto J e Clemente A; **Redação – Primeira versão:** França JMB e Capelo Neto J; **Redação – Revisão & Edição:** França JMB, Capelo Neto J e Teixeira, ZA; **Aquisição de dados:** Paulino WD; **Supervisão:** Capelo Neto J.

7 REFERÊNCIAS

BARBOSA, F. A. R.; TUNDISI, J. G. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary lake at eastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, v. 90, n. 2, p. 139-161.1980.

BECKER, V. et al. Phytoplankton equilibrium phases during thermalstratification in a deep subtropical reservoir. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 53, n. 5, p. 952-963. 2008.

BENETTI, A. D.; TUCCI, C. E. M., Uso de indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas com múltiplos aproveitamentos, *Revista de gestão de água da América Latina*. 3 (1) (2006) 73-83.

BOEHRER, B.; SCHULTZE, M.: Stratification of lakes, *Rev. Geophys.*, 46, RG2005, <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>, 2008.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional de 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* nº 053, de 18/03/2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C.; LUNA, R.; FRANCO, S. Hydrological Transformations in Jaguaribe River Basin during the 20th Century In: 20th Hydrological Days, 2000, Fort Collins, CO. Proceed-ings of the 20th Annual American Geophysical Union. FortCollins, Co: *Hydrology Days Publications*, 2000. v.1. p.221-227

CHÍCHARO, L.; CHÍCHARO, M. A.; BEN-HAMADOU, R. Use of a hydrotechnical infrastructure (Alqueva Dam) to regulate planktonic assemblages in the Guadiana estuary: Basis for sustainable water and ecosystem services management,

Estuar. Coast. *Shelf Sci.*, 70, 3–18, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.039>, 2006.

COGERH - Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará. **Resenha diária do monitoramento**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/uploads/documentos/28-10-2019-resenha-diaria-do-monitoramento-2017.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2019.

CORRÊA, A. C. G. **Modelos qualitativos de simulação sobre a dinâmica do plâncton em diferentes estados de trofia no lago Paranoá, DF**. Dissertação (Mestrado em Ecologia. Universidade de Brasília - Brasília - DF, Julho, 2011. 140 p.

DYNESIUS, M.; NILSSON, C. 1994 Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern third of the world. *Science*, 266753–62

FRERY, A. C.; CRIBARI-NETO, F. **Elementos de Estatística Computacional Usando Plataformas de Software Livre/Gratuito**. 2ª impressão. 2011.

FRIEDL, G.; WÜEST, A. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming, *Aquat. Sci.*, 64, 55–65, 2002.

GOLDMAN, C. R.; ELSER, J. J.; RICHARDS, R. C. et al. Thermal stratification, nutrient dynamics, and phytoplankton productivity during the onset of spring phytoplankton growth in Lake Baikal, Russia. *Hydrobiologia* 331, 9–24 (1996). <https://doi.org/10.1007/BF00025403>

GRANZOTTI, R. V.; MIRANDA, L. E.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.: Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages, *Aquat. Sci.*, 80, 1–14, <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>, 2018.

HIGGINS, J. M.; BROCK, W. G.: Overview of Reservoir Release Improvements at 20 TVA Dams, *J. Energ. Eng.*, 125, 1–17, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9402\(1999\)125:1\(1\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9402(1999)125:1(1)), 1999.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações convencionais**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais>. Acesso em: 15 nov. 2019.

JUAHIR, H.; ZAIN, S. M.; YUSOFF, M. K.; HANIDZA, T. I. T.; ARMI, A. S. M.; TORIMAN, M. E.; MOKHTAR, M., (2010). Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques. *Environ. Monit. Assess.*, 173 (1-4), 625–641.

KUNZ, M. J.; WÜEST, A.; WEHRLI, B.; LANDERT, J.; SENN, D. B. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands, *Water Resour. Res.*, 47, 1–16, <https://doi.org/10.1029/2011WR010996>, 2011.

LANGBEIN, W.; DURUM, W.: The aeration capacity of streams, U.S. Dept. of the Interior. *Geological Survey*, <https://doi.org/10.3133/cir542>, 1967.

LOPES, S. M.; ARRUDA, N. M. B.; PAGIORO, T. A. Study of the stratification process at the reservoir of the hydroelectric power plant Gov. Pedro Viriato Parigot de Souza (Capivari-Cachoeira),

- Paraná, Brazil. **Eclética Química Journal**, vol. 43, n. 2, 2018, 23-31.
- LING, T. Y.; GERUNSIN, N. SOO, C. L.; NYANTI, L.; SIM, S. F.; GRINANG, J. Seasonal Changes and Spatial Variation in Water Quality of a Large Young Tropical Reservoir and Its Downstream River. **Journal of Chemistry**, Volume 2017.
- MOLISANI, M.; BECKER, H.; BARROSO, H. S.; HIJO, C.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; LACERDA, L. D. The influence of castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 73, n. 1, p. 115-123, fev. 2013.
- NEAL, C.; COLINA, T., COLINA, S. E REYNOLDS, B., 1997. Medidas de capacidade de neutralização de ácido em águas superficiais e subterrâneas no alto rio Severn, Plynlimon: da divisão do hidrograma aos caminhos do fluxo de água. **Hydrol. Terra Sist. Sei.**, 1, 687-696.
- NOGUEIRA, V. P. Q. A Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L.L(org) Hidrologia Ambiental. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: **Associação Brasileira dos Recursos Hídricos**. (coleção ABRH de Recursos Hídricos; v 3), 1991.
- ORMEROD, S. J; JENKINS, A., (1994). Os efeitos biológicos dos episódios de ácido. In: Acidificação dos ecossistemas de água doce, CEW Steinberg e RF Wright (eds.). Dahlem Workshop Report No. 14, Wiley, **Chichester**, Reino Unido, 259-274.
- RIBEIRO, T. G.; BOAVENTURA, G. R.; CUNHA, L. S.; PIMENTA, S. M. Estudo da qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, Bacia Hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis** 84 30(1): 84 - 94, 2016.
- ROSSEL, V.; FUENTE, A. DE LA., (2015). Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs," **Ecological Engineering**, vol. 85, pp. 26-38.
- SOULSBY, C., MALCOLM, R., HELLIWELL, R., FERRIER, RC E JENKINS, A., 2000. Hidrologia isotópica da bacia hidrográfica Allt a'Mharcaidh, Cairngorms, Escócia. **Hydrol. Processo.**, 14, 747-762.
- SOULSBY, C.; MALCOLM, R.; GIBBINS, C. DILKS, C., 2001. Seasonality, water quality trends and biological responses in four streams in the Cairngorm Mountains, Scotland. **Hydrology and Earth System Sciences**, 5(3), 433-450.
- SU, X.; H. E, Q.; MAO, Y. Dissolved oxygen stratification changes nitrogen speciation and transformation in a stratified lake. **Environ Sci Pollut Res** 26, 2898-2907 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3716-1>
- STARLING, F. L. R. M.; PEREIRA, C. E.; ANGELINI, R. **Modelagem Ecológica do Fósforo e Avaliação da Capacidade Suporte do Lago Paranoá frente à Ocupação da sua Bacia de Drenagem**. Relatório Técnico Final de Projeto de Pesquisa financiado pela Companhia Energética de Brasília (CEB), 2002. 162 p.
- WALKER, K. F.; HILLMAN, T. J.; WILLIAMS, W. D.: **Effects of impoundments on rivers: an Australian case study**, SIL Proceedings, 1922-2010, 20, 1695-1701, <https://doi.org/10.1080/03680770.1977.11896755>, 1978.
- WERA, F.; LING, T.; NYANTI, L.; SIM, S.; GRINANG, J.: Effects of opened and closed spillway operations of a large tropical hydroelectric dam on the water quality of the downstream river, **Hindawi J. Chem.**, 2019.
- VIDAL, T. F.; NETO, J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatóriana região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, n.4, p.402-407, 2014.

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br