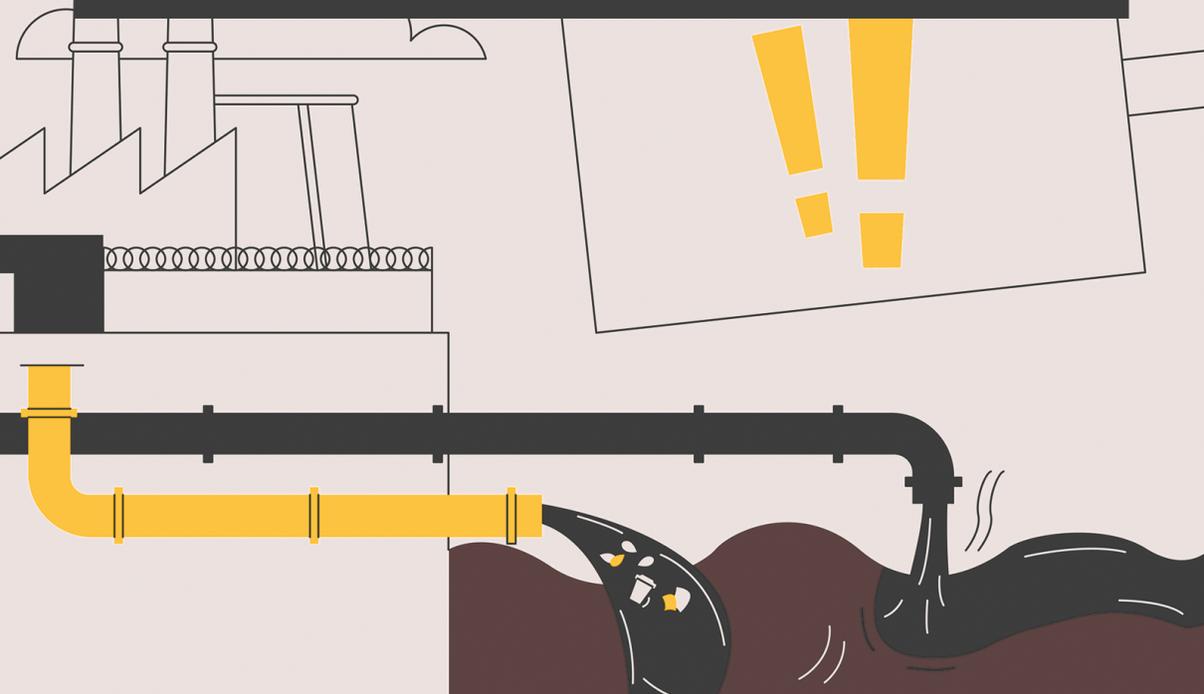


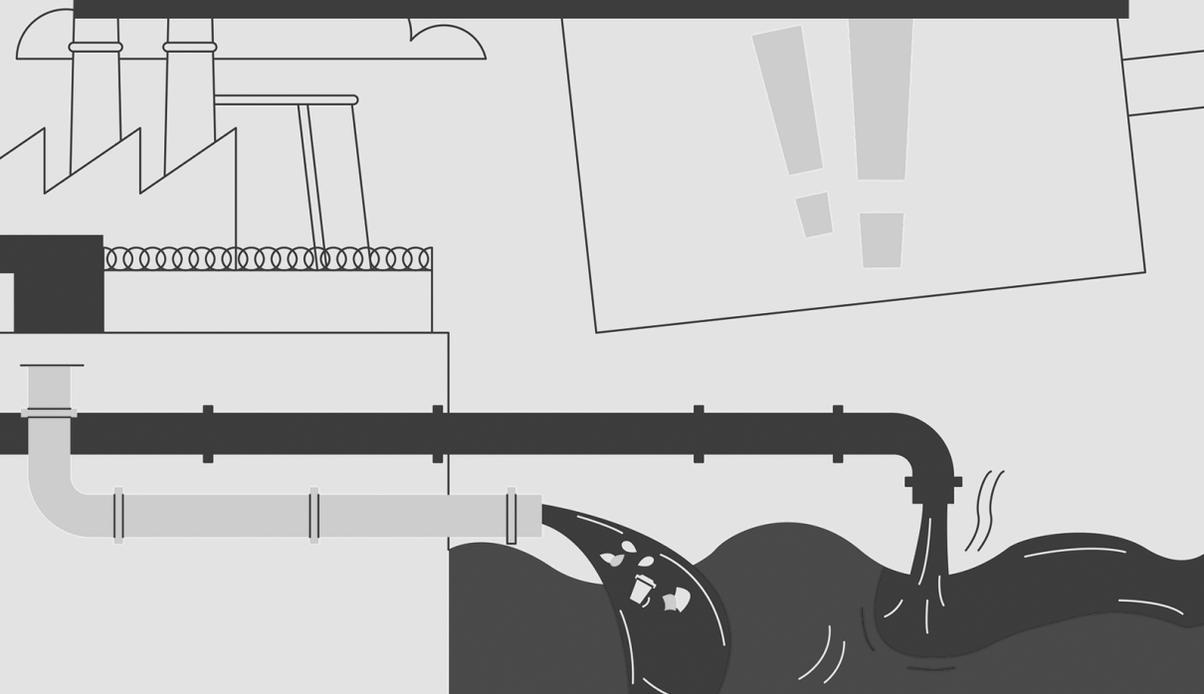
CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)



ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

SUSTENTABILIDADE EM AÇÃO 3

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA
(ORGANIZADOR)



ENGENHARIA SANITÁRIA E **AMBIENTAL**

SUSTENTABILIDADE EM AÇÃO 3

Editora chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Editora executiva

Natalia Oliveira

Assistente editorial

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto gráfico

Ellen Andressa Kubisty

Luiza Alves Batista

Nataly Evilin Gayde

Thamires Camili Gayde

Imagens da capa

iStock

Edição de arte

Luiza Alves Batista

2024 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2024 O autor

Copyright da edição © 2024 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelo autor.

Open access publication by Atena Editora



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

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

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

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

Conselho Editorial

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

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

Profª Drª Alana Maria Cerqueira de Oliveira – Instituto Federal do Acre

Profª Drª Ana Grasielle Dionísio Corrêa – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Profª Drª Ana Paula Florêncio Aires – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

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

Profª Drª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná

Prof. Dr. Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua – Colégio Militar Dr. José Aluisio da Silva Luz / Colégio Santa Cruz de Araguaina/TO

Profª Drª Cristina Aledi Felsemburgh – Universidade Federal do Oeste do Pará

Prof. Dr. Diogo Peixoto Cordova – Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul

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

Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Profª Drª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará

Prof. Dr. Fabrício Moraes de Almeida – Universidade Federal de Rondônia

Profª Drª Glécilla Colombelli de Souza Nunes – Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Hauster Maximiler Campos de Paula – Universidade Federal de Viçosa

Profª Drª Iara Margolis Ribeiro – Universidade Federal de Pernambuco

Profª Drª Jéssica Barbosa da Silva do Nascimento – Universidade Estadual de Santa Cruz

Profª Drª Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos – Universidade do Extremo Sul Catarinense

Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. Leonardo França da Silva – Universidade Federal de Viçosa

Profª Drª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann Junior – Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Marcos Vinicius Winckler Caldeira – Universidade Federal do Espírito Santo

Profª Drª Maria Iaponeide Fernandes Macêdo – Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Profª Drª Maria José de Holanda Leite – Universidade Federal de Alagoas

Profª Drª Mariana Natale Fiorelli Fabiche – Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Miguel Adriano Inácio – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Prof. Dr. Milson dos Santos Barbosa – Universidade Tiradentes

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte

Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba

Prof. Dr. Nilzo Ivo Ladwig – Universidade do Extremo Sul Catarinense

Profª Drª Priscila Natasha Kinas – Universidade do Estado de Santa Catarina

Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Rafael Pacheco dos Santos – Universidade do Estado de Santa Catarina

Prof. Dr. Ramiro Picoli Nippes – Universidade Estadual de Maringá

Profª Drª Regina Célia da Silva Barros Allil – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Sidney Gonçalo de Lima – Universidade Federal do Piauí

Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Diagramação: Camila Alves de Cremo
Correção: Jeniffer dos Santos
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Organizador: Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)	
E57	Engenharia sanitária e ambiental: sustentabilidade em ação 3 / Organizador Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2024. Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-65-258-2964-7 DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.647241710 1. Engenharia sanitária e ambiental. I. Paniagua, Cleiseano Emanuel da Silva (Organizador). II. Título. CDD 628
Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166	

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

DECLARAÇÃO DO AUTOR

Para fins desta declaração, o termo 'autor' será utilizado de forma neutra, sem distinção de gênero ou número, salvo indicação em contrário. Da mesma forma, o termo 'obra' refere-se a qualquer versão ou formato da criação literária, incluindo, mas não se limitando a artigos, e-books, conteúdos on-line, acesso aberto, impressos e/ou comercializados, independentemente do número de títulos ou volumes. O autor desta obra: 1. Atesta não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação à obra publicada; 2. Declara que participou ativamente da elaboração da obra, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final da obra para submissão; 3. Certifica que a obra publicada está completamente isenta de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirma a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhece ter informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autoriza a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação da obra publicada, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. A editora pode disponibilizar a obra em seu site ou aplicativo, e o autor também pode fazê-lo por seus próprios meios. Este direito se aplica apenas nos casos em que a obra não estiver sendo comercializada por meio de livrarias, distribuidores ou plataformas parceiras. Quando a obra for comercializada, o repasse dos direitos autorais ao autor será de 30% do valor da capa de cada exemplar vendido; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Em conformidade com a Lei Geral de Proteção de Dados (LGPD), a editora não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como quaisquer outros dados dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

O e-book: “Engenharia sanitária e ambiental: sustentabilidade em ação 3” é constituído por sete capítulos de livros que avaliaram tanto uma melhor gestão dos recursos hídricos, quanto diferentes técnicas de tratamento e escoamento do esgoto, a fim de reduzir a poluição proveniente do lançamento de esgoto sem nenhum tratamento prévio.

O primeiro capítulo apresentou uma revisão de literatura em relação a história e a origem do ordenamento jurídico relacionado a gestão dos recursos hídricos, apresentando evolução em legislações específicas dentre as quais a Política Nacional do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Já o segundo capítulo se dedicou a analisar o comportamento hidrológico de uma sub-bacia que atravessa o perímetro urbano do município de Teresina/PI, na qual possui 34,28% de sua área impermeável, possuindo picos de vazões que chegam a 16,43% e capacidade de escoamento no exultório de até 2,67%. Por outro lado, o terceiro capítulo avaliou os riscos de contaminação em relação a presença de cemitérios (necrópoles) dentro do perímetro urbano da cidade de Teresina/PI, a partir da utilização dos métodos de GOD e POSH, que apontou um baixo risco de contaminação dos aquíferos investigados.

O quarto capítulo apresentou 16 sistemas individuais descentralizados de esgotamento sanitário como alternativas para solucionar a ausência de saneamento básico em áreas rurais e urbanas, fundamentadas em Soluções Baseadas na Natureza (SBN) que, segundo a revisão da literatura, contribuem para o processo de promoção da saúde e bem estar das pessoas, bem como a mitigação das desigualdades sociais. Já o capítulo 5, realizou um diagnóstico qualitativo dos elementos de drenagem urbana em dois bairros (Pedregal e Ramadinha) da capital do estado da Paraíba, que apontou inúmeros déficits de infraestrutura em regiões de assentamento, sendo necessário maior aporte de recursos financeiros para a melhoria da infraestrutura de saneamento. Por outro lado, o sexto capítulo apresentou a importância e as perspectivas futuras do uso de zonas húmidas no tratamento de efluentes domésticos, em especial na remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio), que impactam diretamente na eficiência de tratamento do sistema. Por último, o capítulo 7 apresenta uma proposta de implementação para o tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de suco de frutas, que apresentam um efluente com elevada carga orgânica proveniente dos resíduos (cascas, polpas e sementes). Os resultados apontam para uma eficiência de até 97% de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ao se utilizar o sistema de lagoas aeradas, comprovando a efetividade do processo de tratamento dos efluentes provenientes deste segmento da agroindústria.

Nesta perspectiva, a Atena Editora vem trabalhando de forma a estimular

e incentivar cada vez mais pesquisadores do Brasil e de outros países, a publicarem seus trabalhos com garantia de qualidade e excelência em forma de livros, capítulos de livros e artigos científicos.

Cleiseano Emanuel da Silva Paniagua

CAPÍTULO 1	1
EVOLUÇÃO DA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA PARA A GESTÃO E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	
Jorge Rosa dos Santos Selma Cristina da Silva	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417101	
CAPÍTULO 2	18
MODELAGEM HIDROLÓGICA COM USO DE MICRO RESERVATÓRIOS NA SUB BACIA PE11 EM TERESINA – PI	
Girleiane Santos de Sá Mauro César de Brito Sousa	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417102	
CAPÍTULO 3	29
AVALIAÇÃO DO PERIGO DE CONTAMINAÇÃO DOS AQUÍFEROS PRÓXIMOS AOS CEMITÉRIOS DE TERESINA, PIAUÍ	
Girleiane Santos de Sá Marco Aurélio da Silva Lira Filho Mauro César de Brito Sousa	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417103	
CAPÍTULO 4	41
IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO COM TECNOLOGIAS BASEADAS NA NATUREZA: VANTAGENS E DESAFIOS EM ZONAS RURAIS, FAVELAS E COMUNIDADES URBANAS	
José Moacir de Sousa Vieira Luana Braz Villanova Mário Valério Filho Rodolfo Moreda Mendes Cilene Gomes	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417104	
CAPÍTULO 5	60
ANÁLISE DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA EM ASSENTAMENTOS PRECÁRIOS: ESTUDO DE CASO NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB	
César Victor Alves de Lima Igor de Souza Ogata Maria José de Sousa Cordão Rui de Oliveira Ruth Silveira do Nascimento	
 https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417105	
CAPÍTULO 6	74
THE ROLE OF PARTIAL SATURATION IN VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS (VFCW): MECHANISMS, TREATMENT PERFORMANCE AND	

FUTURE PERSPECTIVES

Gabriela Anzanello
Bryan Brummelhaus de Menezes
Mateus Piovesan
Raphael Corrêa Medeiros
Samara Terezinha Decezaro

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417106>

CAPÍTULO 786**ORIENTAÇÕES PARA PROJETOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUCO DE FRUTAS**

João Carlos Pinto de Lima
Henrique Vieira de Mendonça

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.6472417107>

SOBRE O ORGANIZADOR 104**ÍNDICE REMISSIVO 105**

EVOLUÇÃO DA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA PARA A GESTÃO E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Data de submissão: 08/08/2024

Data de aceite: 01/10/2024

Jorge Rosa dos Santos

Engenheiro Sanitarista e Ambiental – CETEC/UFRB, mestrando em Engenharia Agrícola – NEAS/UFRB. Cruz das Almas/BA

Selma Cristina da Silva

Engenheira Sanitarista e Ambiental. Especialista em Gerenciamento de recursos Hídricos – UFBA. Mestre em Recursos hídricos, pelo Departamento de Engenharia Civil da UFCG. Doutora em Tecnologia Ambiental pelo Departamento de Engenharia Civil da UnB. Pós Doutora em Saneamento pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Professora Associada – CETEC/UFRB. Cruz das Almas/BA

RESUMO: Embora o Brasil possua um dos sistemas de proteção jurídica e gestão de recursos hídricos avançados, ainda enfrenta dificuldade histórica na implementação de leis que abrangem a proteção e gestão dos recursos naturais de maneira abrangente. A má gestão e a passividade em relação à degradação ambiental e dos recursos hídricos no Brasil, remonta a época colonial (1500 a 1822). Nessa época e até o início

da segunda metade do século XX, a preocupação com a proteção ambiental era praticamente inexistente no Brasil. Embora houvesse algumas leis, que teoricamente deveria ter objetivos de proteção ambiental, essas acabaram sendo utilizada predominantemente para fins econômicos, garantindo exclusividade de alguns recursos para um determinado grupo, um exemplo dessas leis foi o Alvará de 05 de outubro de 1795. A primeira legislação criada no Brasil com regras específicas direcionadas a gestão das águas foi o código Civil (1916), que disciplinava questões envolvendo impactos negativos ao recurso hídricos com enfoque no direito a vizinhança. À medida que os impactos ao meio ambiente e aos recursos hídricos foram se intensificando, a legislação brasileira sobre o tema foi evoluindo do período Colonial ao da República, possibilitando a criação de legislações específicas, entre elas, a Política Nacional do Meio Ambiente (1986) e a Política Nacional de Recurso Hídricos (1997). Essa evolução pode ser descrita em três fases marcantes, a saber: degradada, fragmentada e holística.

1 | INTRODUÇÃO

A má distribuição de água doce no Brasil é um problema complexo resultante de uma série de fatores, entre eles: geográficos, climáticos, sociais e de gestão. O Brasil é um país risco em recursos hídricos, visto que detém cerca de 12% da água doce superficial do mundo, porém, a distribuição desigual desse recurso ainda é um grande desafio (Grassi, 2014).

Na Região Norte, onde se encontram o menor contingente populacional (8,6%), estão concentrados 68% dos recursos hídricos do país. Enquanto na região Sudeste e Nordeste, com maiores índices populacionais, 41,9% e 27,6%, respectivamente, possui uma disponibilidade hídrica menor, apenas 6% e 3% do volume total de águas doces do país, respectivamente (ANA, 2017).

A má distribuição geográfica da água no Brasil associada a má gestão desse recurso, ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico, tem aumentado o consumo e a degradação da qualidade da água em importantes mananciais. Esses fatores vêm contribuindo para a escassez dos recursos hídricos, tendo como consequência, o aumento dos conflitos entre os mais diversos usuários.

Os conflitos do uso da água iniciaram no período colonial (1530 - 1822), cuja população na sua grande maioria era de escravos e homens livres e pobres. Essa população carente era obrigada a obedecer às normas, regulamentos e a pagar as taxas cobradas pela coleta e transporte da água, ainda que considerassem injustas face à qualidade e à quantidade de água distribuída, outro aspecto a ser considerado era a divisão social do trabalho, pois era tarefa dos escravos de fazer a água chegar aos ambientes onde seria consumida (ANA, 2007).

Nesse período, a cidade de Recife enfrentava alguns conflitos e tensões associadas à questão do abastecimento d'água, como por exemplo, a construção e interdição dos diques do varadouro, o qual representavam lutas entre a burguesia comercial de Recife e os senhores de engenho de Olinda.

Há registros de conflitos no período pós-colonial, em 1884, em João Pessoa, Paraíba (DIÁRIO DA PARAHYBA, 1884), impulsionados pelo aumento da demanda por água doce e crescimento populacional. Durante a coleta e transporte da água da fonte do Tambiá pelos aguadeiros (homens que coletavam, transportam e vendia a água para as residências) aconteciam algumas atividades que comprometiam a qualidade da água da fonte, dentre elas a entrada dos animais nos mananciais, o que tornavam a água turva e imprópria para o consumo por outros usuários. Nessa época a imprensa chamou a atenção das autoridades locais para esse comportamento e a perda da qualidade da água da fonte do Tambiá.

Durante todo período colonial as normas jurídicas vigente no Brasil eram as ordenações Manuelinas (1521) e Filipinas (1595) que continuaram a serem utilizadas na época imperial durante um longo período e, foram evoluindo tornando-se mais exigente, à

medida em que os problemas ambientais aumentavam.

A primeira legislação criada pelo Brasil relacionada às questões ambientais foi o código Civil, em 1916, que substituiu muitos dos regulamentos das ordenações Filipinas que ainda eram vigente no Brasil na época (VIEIRA, 2015). Os aspectos jurídicos e ambientais que regulamentam o uso dos recursos hídricos evoluíram em função do aumento dos problemas de escassez e dos conflitos pelo uso da água ao longo da história do Brasil. Sendo assim, foram criadas normas jurídicas cada vez mais específicas para disciplinar seu uso e garantir água em quantidade e qualidade para os diferentes usuários de forma sustentável.

Essas normas tiveram como base as experiências das políticas de recursos hídricos da França, da Alemanha e da Inglaterra, apresentadas no Seminário Internacional sobre a Gestão de Recursos Hídricos, realizado em Brasília em 1983. Entre todas as normas jurídicas criadas, a Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), é a mais importante, pois visa manter disponibilidade hídrica para atender a atual e futuras gerações. Para tanto, com o objetivo de controlar a quantidade e qualidade dos recursos hídrico, criou os instrumentos de gestão: Planos de Recursos Hídricos (PRH); enquadramento dos corpos de água em classes de usos (ENQCA); outorga dos direitos de uso de recursos hídricos (ODURH); cobrança pelo uso de recursos hídricos (COBRH) e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Diante da importância das normas jurídicas para a manutenção da disponibilidade hídrica no Brasil, buscou-se fazer uma análise da evolução da época colonial (1530) ao ano de publicação da PNRH (1997), enfatizando àquelas utilizadas para a proteção dos recursos hídricos.

2 | METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido com base em uma pesquisa exploratória e bibliográfica buscando as principais legislações que contribuíram para a evolução dos modelos da gestão dos recursos hídricos. As legislações levantadas foram organizadas em 3 (três) fases distintas da legislação ambiental brasileira proposta por Benjamim (1999), a saber: Exploração Desregada, Fragmentária e Holística.

3 | RESULTADOS

3.1 Primeira fase: Exploração desregrada

A partir de 1530 até, aproximadamente, o início da segunda metade do século XX, não era dada atenção à proteção ambiental no Brasil.

Uma das primeiras legislações de cunho ambiental foi o Código Manuelino (Ordenações Manuelinas), que introduziu o conceito de zoneamento ambiental. Esse código foi publicado pela primeira vez em 1514 e recebeu sua versão definitiva em 1521, vigorando até 1595. Em seu Livro 5, Título 84, impedia a caça de perdizes, lebres e coelhos em determinados locais, bem como determinava as apreensões dos instrumentos de caça e impondo multas para o caso do não cumprimento das disposições (Portugal, 1521).

Outra importante legislação da época Brasil Colonial foi as Ordenações Filipinas (Portugal, 1595). Nesse período o Brasil estava sob o domínio da Espanha, e esse código apresentou diretrizes para a proteção das águas, criou o conceito de poluição e proibiu as pessoas de lançar nos rios e nas lagoas, qualquer material que alterasse a qualidade das águas e causasse a morte de peixes.

Esse código foi editado em Portugal em 1603, no século XIX (1801 a 1900), e embora tenha ocorrido a independência do Brasil, em 1822, e a instituição da Constituição Imperial, em 1824, ele continuou em vigor até 1917, quando o Código Civil brasileiro, criado em 1916, entrou em vigor, substituindo-o (Vieira, 2015).

Além da proteção das águas, as Ordenações Filipinas previam em seu Livro 5, título 74, o pagamento de multa pelo corte de árvore, induzindo as noções da teoria da reparação do dano ecológico, estipulando o valor da indenização de acordo com o valor da árvore (Portugal, 1595).

A **Figura 1** esquematiza os dois primeiros atos jurídicos que tratavam das questões ambientais, inclusive hídrica no Brasil.

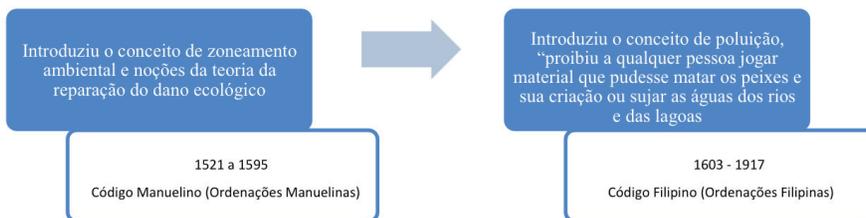


Figura 1 - Primeiros atos jurídicos que tratavam da poluição ambiental, inclusive hídrica no Brasil

Fonte: Próprio autor (2024)

O Alvará de 05 de outubro de 1795, em seu item IX, trouxe contribuições importantes para impulsionar as legislações ambientais, embora as reais preocupações abordadas estivessem relacionadas a preservação de recursos (madeira, principalmente pau-brasil)

para a Coroa, além de garantir uma logística para a extração e transportes desses recursos (Brasil, 1795).

Esse Alvará regulamentou a concessão de Sesmarias (sistema português que foi adaptado no Brasil para normatizar a distribuição de terras destinadas à produção agrícola), de forma que terrenos cobertos com matas de boa qualidade, com abundância e comodidade, situados próximos a portos marítimos, ficavam reservados ao uso da coroa, para entre outros serviços, serem utilizados para construção de navios reais (Nozoe, 2014).

O **Quadro 1** apresenta resumidamente as legislações brasileiras destacadas que impulsionaram o fim da das Ordenações Filipinas (VIEIRA, 2015).

ATO LEGAL	DISCRIÇÃO
Constituição Imperial 1824	Em seu art. 179, XVIII, dispôs que o legislador, o quanto antes, dotaria o nascente país de dois códigos, um criminal e outro cível
Lei de 20.10.1823	Estendeu o uso das Ordenações de Portugal para o Brasil, enquanto este novo país não editasse seus próprios Códigos
Lei de 16 de dezembro de 1830. Código Criminal.	Entrou para a história como um diploma normativo extremamente falho, talvez pela pressa com que foi elaborado. De toda forma, a partir deste ano, o Brasil teve sua própria legislação de direito penal. A autonomia em processo penal surgiu com o Código de Processo Criminal de 1832
Lei n. 556, de 25 de junho de 1850 Código Comercial (CC)	Foi um diploma normativo bem elaborado e que só foi revogado, parcialmente, pelo art. 2.045 do CC/2002
Lei n. 601, de 18 de setembro de 1850	Dispõe sobre as terras devolutas do Império
Lei n. 3.071, de 1º de janeiro de 1916. Código Civil dos Estados Unidos do Brasil.	Encerrou o uso das Ordenações Filipinas no Brasil

Quadro 1 - Legislações brasileiras que impulsionaram as o fim das Ordenações Filipinas.

Fonte: Adaptado de Vieira (2015)

A Constituição Imperial (1824) não fez qualquer menção a proteção ambiental, mas o Código Penal de 1890 contemplou a proteção das águas no seu Art. 62 (ALMEIDA, 2002). Nele determinava: aquele que corrompesse ou conspurcasse a água potável de uso comum ou particular, tornando-a não potável, ou seja, nociva à saúde, cumpriria uma pena de prisão de 1 (um) a 3 (três) anos (BRASIL, 1890).

Após a Proclamação da República, em 1889, e aprovação da Constituição Republicana de 1891 (BRASIL, 1891), as diretrizes para proteção, conservação e gestão dos recursos hídricos no território nacional ainda não haviam sido apresentadas.

As leis que visavam à conservação do meio ambiente nessa primeira fase tinham pouco valor, devido à falta de civismo do corpo administrativo e de civilidade da população. Além disso, não havia uma conscientização coletiva, no sentido de respeitá-las e cumpri-las (Almeida, 2002).

Nessa fase de exploração degradada, tudo que importava na relação homem-natureza era a conquista de novas fronteiras (agrícolas, pecuárias e minerárias) e havia uma predominância no descumprimento das leis (BENJAMIM, 1999).

Das três fases comprovadas, a primeira foi a mais longa, com uma duração de aproximadamente 386 anos. A prorrogação dessa fase pode ser atribuída à falta de civismo no corpo administrativo e à falta de civilidade da população, além da demora do legislador, tanto no Brasil Colonial quanto na República Federativa do Brasil, em criar legislações próprias, como o Código Penal, o Código Civil, entre outras. Assim, mesmo após a independência de Portugal, o Brasil acabou sob a influência das Ordenações Filipinas, continuando a utilizar as mesmas legislações do período colonial.

3.2 Segunda fase: Fragmentária

Essa fase teve como marco inicial a instituição do Código Civil de 1916 e o legislador já se preocupava em proporcionar um maior controle das atividades exploratórias, porém, sem nenhum intuito preservacionista (Benjamim, 1999).

Algumas legislações possibilitaram uma pequena evolução nos atributos legais para proteção do meio ambiente e dos recursos hídricos. Em 1916, o Código Civil proibiu, em seus art. 584 e 585, as construções e escavações capazes de interferir a qualidade e quantidade de água, estabelecendo que o mal causado por um proprietário não prejudicasse as águas do vizinho, disciplinando assim o direito da vizinhança no uso água (Bittencourt *et al.*, 2014).

Em 1934, com a criação do Código de Águas (Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934), a legislação brasileira trouxe as primeiras diretrizes para a regulamentação: das *águas de forma geral e a sua propriedade* (Livro I); do *aproveitamento das águas comuns e das águas particulares* (Livro II) e; da indústria hidroelétrica. O referido decreto, em seu art. 109 estabelece que “A ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não consome, com prejuízo de terceiros”, conforme já havia sido estabelecido na Constituição Imperial (1824). Em seu Art. 110, atribui a responsabilidade de recuperar a salubridade das águas ao usuário poluidor sob pena de multas e reclusão (BRASIL, 1934-A).

As diferenças mais marcantes do Código Civil (1916) e do Código de Águas (1934) são que o primeiro não reconhecia o real valor econômico deste recurso e a sua regulamentação era baseada principalmente no direito de vizinhança; enquanto o segundo, já reconheceu o valor econômico da água para a coletividade, estabelecendo um modelo de gerenciamento de águas orientado por tipos de uso. Por esse motivo os recursos hídricos deviam receber uma atenção especial do Estado.

Algumas das principais normas jurídicas referente ao meio ambiente relacionadas aos recursos hídricos se encontram listadas no **Quadro 2**.

ATO LEGAL	DISCRIÇÃO
Código Civil de 1916	Regulou basicamente o direito de uso das águas, mas não se referiu diretamente ao seu domínio. A proteção fundou-se basicamente no direito de vizinhança e na utilização da água como um bem essencialmente privado.
Constituição Federal (CF) de 1934	Estabeleceu a competência privativa da União para legislar sobre os bens do domínio federal, riquezas do subsolo, mineração, metalurgia, águas, energia hidroelétrica, florestas, caça e pesca e sua exploração. Além disso, estabeleceu que eram de domínio da União: os lagos e quaisquer correntes em terrenos do seu domínio, ou que banhassem mais de um Estado, servissem de limites com outros países ou se estendessem a território estrangeiro.
Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934, denominado Código de Águas	Definiu os tipos de água, critérios de aproveitamento, além de dispor sobre a contaminação dos corpos hídricos. Foi o primeiro diploma legal que disciplinou o aproveitamento industrial das águas no Brasil.
Decreto-lei n. 227, de 28 de fevereiro de 1967. BRASIL (1967-A)	Classificou as águas subterrâneas como jazida minerária e determinou que seriam regidas por lei especial.
Constituição Brasileira de 1946	Estabeleceu como bens da União: os lagos e; quaisquer correntes de água em terrenos do seu domínio ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limite com outros países ou se estendam a território estrangeiro; as ilhas fluviais e lacustres nas zonas limítrofes com outros países.
Código Penal de 1940	Estabelece pena de reclusão de 2 (dois) a 5 (cinco) anos. Se o crime é culposo – a pena será de detenção, de 2 (dois) meses a 1 (um) ano para os usuários que corromperem ou poluírem água potável de uso comum ou particular, tornando-a imprópria para o consumo humano.
Código Florestal, de 1965	Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Estabeleceu as regras para o uso do solo, de forma a equilibrar o desenvolvimento econômico sustentável e a preservação do meio ambiente. Estabeleceu as áreas de preservação permanentes para manutenção da qualidade das águas.
Códigos de Caça de 1967	Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências.
Código de Pesca de 1967	Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências.
Código de Mineração de 1967	Dá nova redação ao Decreto-Lei n. 1.985 (Código de Minas) de 29 de janeiro de 1940.
Criação Secretaria Especial do Meio Ambiente 1973	Criada pelo Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973, no âmbito do Ministério do Interior, a Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, e dá outras providências.
Lei da Responsabilidade por Danos Nucleares, de 1977	Dispõe sobre a responsabilidade civil por danos nucleares e a responsabilidade criminal por atos relacionados com atividades nucleares e dá outras providências.
Lei do Zoneamento Industrial nas Áreas Críticas de Poluição, de 1980	Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências

ATO LEGAL	DISCRIÇÃO
Constituição Federal (CF) de 1988	Deu início ao processo de democratização da gestão dos recursos hídricos, estabelecendo que os recursos hídricos são bens públicos de uso comum do povo. Logo, deixa de existir águas comuns ou particulares, mas sim, detentores dos direitos de uso dos recursos hídricos caso obtenham a outorga necessária prevista em lei.
Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989. Lei de Agrotóxicos.	Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.

Quadro 2 - Principais normas jurídicas referentes ao meio ambiente na Fase Fragmentária.

Fonte: Adaptado de BENJAMIM (1999).

Em 1946, a Constituição Federal (CF) estabeleceu que os recursos hídricos nos limites nacionais são de domínio da União. Nos anos seguintes tiveram outras contribuições no aparato jurídico sobre o meio ambiente e os recursos hídricos (**Quadro 3**).

ATO LEGAL	DISCRIÇÃO
Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965	Instituiu o Código Florestal de 1965.
Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967	Códigos de Caça de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências.
Decreto-lei n. 221, de 28 de fevereiro de 1967	Código de Pesca de 1967. Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências
Decreto-lei n. 227, de 28 de fevereiro de 1967	Código de Mineração 1967. Dá nova redação ao Decreto-lei n. 1.985, de 29 de janeiro de 1940.
Lei n. 6.453, de 17 de outubro de 1977	Dispõe sobre a responsabilidade civil por danos nucleares e a responsabilidade criminal por atos relacionados com atividades nucleares e dá outras providências.
Lei no 6.803, de 2 de julho de 1980	Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências.
Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989	Dispõe sobre a Pesquisa, a Experimentação, a produção, a Embalagem e Rotulagem, o Transporte, o Armazenamento, a Comercialização, a Propaganda Comercial, a Utilização, a Importação, a Exportação, o Destino dos Resíduos e Embalagens, o Registro, a Classificação, o Controle, a Inspeção e a Fiscalização de Agrotóxicos, seus Componentes e afins, e dá outras Providências.

Quadro 3 – Legislações que contribuíram para aparato jurídico sobre o meio ambiente e recursos hídricos na fase fragmentária.

Fonte: Próprio autor (2024).

Além das legislações supracitadas, a criação da Secretaria Especial do Meio

Ambiente pelo Decreto Federal n. 73.030 de 30 de outubro de 1973, subordinada ao Ministério do Interior (MINTER), é destacada como um dos marcos da fase fragmentária.

Em seu art. 13, o Decreto Federal n. 73.030/1970 estabelece que a Secretaria Especial do Meio Ambiente daria prioridade aos estudos, proposições e ações relacionadas com a poluição hídrica; no art. 11 que essa Secretaria mediante convênio, através de órgãos executivos do MINTER (criado pelo Decreto-Lei nº 200 de 25 de fevereiro de 1967) e de outros Ministérios, Estados e Município, visaria a realização de serviços de pesquisa, planejamento, controle e fiscalização relacionados à conservação do meio ambiente, em particular, ao combate à poluição hídrica e ao uso racional dos recursos naturais.

A Constituição de 1946 retirou dos municípios e, passou para a União e aos Estados, o domínio das águas fluvial ou lacustre (inciso III do art. 29 do Código de Águas - Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934), e atribuiu à União em seu art. 5, a competência de legislar sobre as águas.

As nascentes e totas as situadas em terrenos particulares não classificadas como comuns de todos, públicas ou as comuns, são particulares (art. 8 do Código das Águas). Porém, a CF de 1988 estabeleceu que os recursos hídricos são bens da união (art. 20) e dos estados (art. 26), visto que são recursos naturais públicos de uso comum do povo, inclusive as águas subterrâneas. Logo, deixa de existir águas comuns ou particulares, mas sim detentores dos direitos de uso dos recursos hídricos caso obtenham a outorga necessária prevista em lei.

É de competências da União planejar e promover a defesa permanente contra as calamidades públicas; Instituir Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGERH), e definir critérios para a outorga de direito de uso dos recursos hídricos (BRASIL, 1988).

3.3 Terceira fase: Holística

Esta fase foi impulsionada por discursões internacionais sobre a gestão dos recursos naturais de forma sustentável, entre elas pode-se destacar:

- **Discursões do Clube de Roma:** criado em 1968, apresentou preocupações sobre o estabelecimento de critérios para utilização dos recursos hídricos. No relatório “2052 - Uma previsão global para os próximos 40 anos”, previu o aumento das doenças transmitidas por água contaminada (ROCHA, 2012);
- **Conferência de Estocolmo (1972):** abriu caminho para discursões mais aprofundadas sobre o desenvolvimento sustentável, o Direito Ambiental e a consciência ecológica. Além disso, inaugurou a agenda mundial de discussões ambientais, e logo após a sua realização, a Organização das Nações Unidas (ONU) criou o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (1972) (GURSKI, 2012);

- **Conferência das Nações Unidas sobre Água:** realizada em 1977, foi uma das primeiras ações a abordar o tema e teve como principal resultado um Plano de Ação, mostrando uma grande preocupação com os aspectos técnicos, institucionais, legais e econômicos da gestão de recursos hídricos (GORSKI, 2008).

Essas Conferências, assim como o Relatório de Brundtland de 1987, intitulado “Nosso Futuro Comum” que definiu o conceito de desenvolvimento sustentável, serviram de base para a elaboração de diversas políticas ambientais.

Em julho de 1992, a ONU realizou, no Rio de Janeiro, a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), conhecida como Rio 92 (MMA, 2021). Nessa Conferência surgiu a Agenda 21 Global, visando promover o desenvolvimento sustentável do planeta. O seu capítulo 18, traz a abordagem da Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos (MMA, 2021).

No Brasil, seguindo a influência das discussões internacionais sobre sustentabilidade e proteção ao meio ambiente da época, foi sancionada a Lei n. 6.938 de 31 de agosto de 1981 dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Esta instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) composto por órgão federais, estaduais e municipais; e tem como órgão superior o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que tem entre outras atribuições, o estabelecimento de normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos.

O CONAMA no exercício de suas competências criou uma série de Resoluções relevantes, entre elas: a Resolução CONAMA n. 20 de 18 de junho de 1986 (BRASIL, 1986), que classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional em classes de usos e estabelece diretrizes para seu Enquadramento (ENQCA), revogada pela Resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005), cujo capítulo referente às condições e padrões de lançamento de efluentes foi alterado pela Resolução CONAMA n. 430/2011 (BRASIL, 2011) e; a Resolução CONAMA n. 396/2008 (BRASIL, 2008), a qual estabelece a classificação e as diretrizes ambientais para o ENQCA das águas subterrâneas do território nacional.

Em 1988, a CF estabeleceu, dividiu os domínios das águas entre a União, os Estados e o Distrito Federal e, atribuiu a competência para legislar sob o domínio apenas da União. Os estados e o Distrito Federal ficaram responsáveis por disciplinar a gestão de águas, criando as leis, quando necessárias (BRASIL, 1988).

De acordo com o que estabeleceu a CF de 1988 e com base no conceito de desenvolvimento sustentável, foi elaborada a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei n. 9.433/97 (BRASIL, 1997), que criou o SINGREH cuja composição pode ser observada na **Figura 2** e as funções dos órgãos executores no **Quadro 4**. O SINGREH tem o objetivo de coordenar a gestão das águas, resolver os conflitos pelo uso da água; implementar a PNRH; planejar, regular e controlar o uso, a

preservação e a recuperação dos recursos hídricos e promover a Cobrança Pelo Uso dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

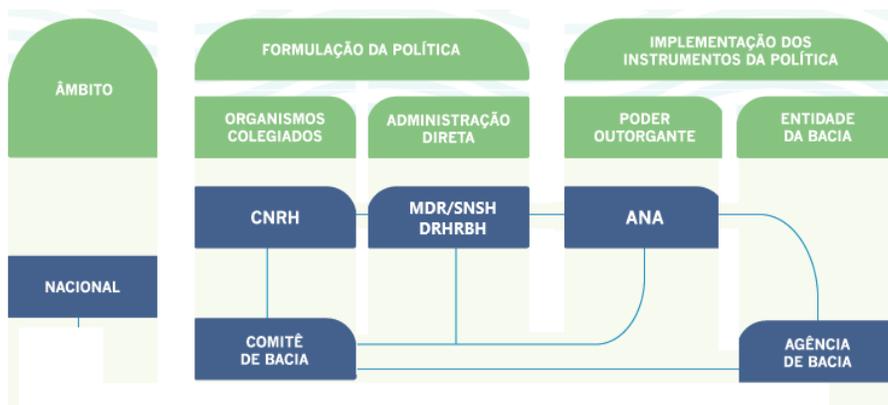


Figura 2 - Matriz institucional do SINGREH.

Fonte: Adaptado de MDR, 2023

Órgão do SINGERH	Competências
CNRH e CERH	Acompanhar a execução e aprovar o Plano Nacional de Recursos Hídricos e determinar as providências necessárias ao cumprimento de suas metas. Arbitrar, em última instância administrativa, os conflitos existentes. aprovar propostas de instituição dos Comitês de Bacia Hidrográfica e estabelecer critérios gerais para a elaboração de seus regimentos, entre outras.
ANA	Efetuar, mediante delegação do outorgante, a cobrança pelo uso de recursos hídricos; elaborar a sua proposta orçamentária e submetê-la à apreciação do respectivo ou respectivos CBH; acompanhar e execução e aprovar o Plano Nacional de Recursos Hídricos – PLANRH e determinar as providências necessárias ao cumprimento de suas metas; gerir o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos – SINIR em sua área de atuação e acompanhar a administração financeira dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos em sua área de atuação. Além compete a ANA, a elaboração de estudos técnicos para subsidiar a definição, pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos, dos valores a serem cobrados pelo uso de recursos hídricos de domínio da União, com base nos mecanismos e quantitativos sugeridos pelos Comitês de Bacia Hidrográfica
CBH	Aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia; estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados; estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo e arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos

Órgão do SINGERH	Competências
<p>Departamento de Recursos Hídricos e Revitalização de Bacias Hidrográficas (DRHRBH) e Secretária Nacional de Segurança Hídrica (SNSH)</p>	<p>coordenar, apoiar e monitorar a implementação da PNRH; coordenar a elaboração e a atualização do PLANRH e monitorar a sua implementação; apoiar os Estados e o Distrito Federal na implementação das Políticas de Recursos Hídricos e os seus sistemas de gerenciamento; apoiar tecnicamente a constituição e o funcionamento dos CBH; coordenar, apoiar e monitorar a implementação e o funcionamento do SINGREH; propor diretrizes para o gerenciamento dos recursos hídricos fronteiriços e transfronteiriços; promover a elaboração de planos, programas e projetos relacionados a recursos hídricos, inclusive de águas subterrâneas; exercer as atividades de secretaria-executiva do CNRH; articular a gestão dos recursos hídricos com a do uso do solo; integrar a gestão das bacias hidrográficas com a gestão dos sistemas estuarinos e zonas costeiras; propor, analisar, apoiar e implementar estudos, planos projetos e ações referentes a revitalização de bacias hidrográficas; elaborar políticas, normas e diretrizes e a definição de estratégias para a implementação de programas e projetos em temas relacionados com a revitalização de bacias hidrográficas e o acesso à água; integrar e articular as ações do MDR relacionadas à revitalização de bacias hidrográficas e ao acesso à água; apoiar os Estados na formulação e na implementação de programas, projetos e ações relacionadas à revitalização de bacias hidrográficas e ao acesso à água; coordenar a implementação de ações de acesso à água, por meio tecnologias ambientalmente sustentáveis; coordenar a implementação de ações relacionadas à revitalização de bacias hidrográficas; e elaborar e submeter ao Secretário as propostas de plano plurianual e de orçamentos anuais relacionados às atividades do Departamento e as suas alterações (BRASIL, 2009)</p>
<p>Agências de Bacias Hidrográficas (ABH)</p>	<p>Fornece suporte técnico e administrativo aos Comitês de Bacia Hidrográfica, exercendo, entre outras, a função de secretaria executiva. Suas competências, são: manter balanço atualizado da disponibilidade de recursos hídricos em sua área de atuação; manter o cadastro de usuários de recursos hídricos; efetuar, mediante delegação do outorgante, a cobrança pelo uso de recursos hídricos; analisar e emitir pareceres sobre os projetos e obras a serem financiados com recursos gerados pela cobrança pelo uso de Recursos Hídricos e encaminhá-los à instituição financeira responsável pela administração desses recursos; acompanhar a administração financeira dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos em sua área de atuação; gerir o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos em sua área de atuação; celebrar convênios e contratar financiamentos e serviços para a execução de suas competências; promover os estudos necessários para a gestão dos recursos hídricos em sua área de atuação; elaborar o Plano de Recursos Hídricos para apreciação do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica; propor ao respectivo ou respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica a) o enquadramento dos corpos de água nas classes de uso, para encaminhamento ao respectivo Conselho Nacional ou Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, de acordo com o domínio destes; b) os valores a serem cobrados pelo uso de recursos hídricos; c) o plano de aplicação dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos; d) o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo BRASIL (1997).</p>

Quadro 4 - Função de cada órgão executor do SINGREH.

Fonte: Próprio autor, 2024.

A PNRH foi promulgada posteriormente às Políticas de Recursos Hídricos dos

estados de São Paulo (1991), Ceará (1992), Minas Gerais (1994), Santa Catarina (1994) e o Rio Grande (1994), conforme apresentado no **Quadro 5**.

ATO LEGAL	DISCRIÇÃO
Lei n. 6.938 de 23/01/1986 que posteriormente foi alterada pela Lei 7.804, de 18/07/1989	Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), objetiva compatibilizar o desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente; estabelecer critérios e padrões da qualidade ambiental; e ainda, definir normas relativas ao uso e manejo sustentável dos recursos ambientais. Mas ainda não previa nenhum instrumento da gestão dos recursos hídricos.
Resolução do CONAMA n. 01 de 23/01/1986	Instituiu a obrigatoriedade da realização do Estudo Prévio de Impacto Ambiental - EPIA, antes da instalação de obras, atividades ou serviços que causarem ou sejam potenciais causadores de degradação ambiental.
Resolução CONAMA n. 20/86 de 18/06/1986, substituída pela Resolução CONAMA n.357/05.	Dispõe sobre a classificação e enquadramento das águas do território nacional em classes de uso.
Constituição Federal de 05/10/1988	Extinguíu o domínio privado das águas existentes no território brasileiro. Ampliou o domínio estadual concedendo-lhe: o domínio das águas subterrâneas que anteriormente não tinham de titular definido; competência para criar as normas gerais, que por razões de interesse público, devem ser estabelecidas igualmente para todos os estados. Competência para Estados e Distrito Federal detalhar as normas gerais, adequando-as às peculiaridades locais. Além disso, deu a União a competência para instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso.
Lei 7.663 de 30/12/1991	Estabeleceu a Política Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo. Em seu Capítulo II estabeleceu a Outorga de Direito de Uso dos recursos hídricos, as infrações e penalidades, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o Rateio de custos das obras, como instrumentos da política estadual de Recursos hídricos do estado de São Paulo. Já regulamentava sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos; sobre o sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos; sobre os diversos tipos de participação na gestão dos recursos hídricos; e sobre o Fundo Estadual de Recursos Hídricos.
Lei 11.996 de 27/07/1992	Política Estadual de Recursos Hídricos do Ceará. Em seu Capítulo IV já estabelecia a Outorga de Direito de Uso dos recursos hídricos, a cobrança pela utilização dos recursos hídricos e o Rateio de custos das obras de recursos hídricos as como instrumentos da política estadual de Recursos hídricos do Ceará. Já regulamentava sobre os seguintes temas: Plano Estadual de Recurso Hídricos; Fundo Estadual de Recursos Hídricos; e Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos.

ATO LEGAL	DISCRICÃO
Lei 11.504 de 20/06/1994	Política Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. Já estabelecia como instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais: O Plano Estadual de Recursos Hídricos; a outorga de direito de uso das águas; a cobrança e a compensação financeira pela exploração e restrição do uso dos recursos hídricos; o rateio de custo das obras de aproveitamento múltiplo entre os usuários setoriais; e as penalidades. A Lei 11.504 não destacava o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos hídricos como um instrumento da gestão de recursos hídrico, porém já o regulamentava em seu capítulo II. Além disso já regulamentava também sobre as infrações e as penalidades;
Lei 9.748 de 30/11/1994	Política Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina. Tinha apenas a Outorga de Direito de Uso dos Recursos Hídricos como instrumento de gestão dos recursos hídricos, porém já regulamentava sobre: as infrações e penalidade; a Cobrança pela Utilização dos Recursos Hídricos; o Rateio de Custos das Obras; o Plano Estadual de Recursos Hídricos; Planos de Bacias Hidrográficas; Comitês de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas e Fundo Estadual de Recursos Hídricos.
Lei 10.350 de 30/12/1994	Política Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. Em seu Capítulo IV já estabelecia a Outorga de Uso dos Recursos Hídricos, a Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, o Rateio de Custo de Obras de Uso e Proteção dos Recursos Hídricos como instrumento da Gestão dos Recursos Hídricos. Além disso, já regulamentava sobre o Sistema de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul; sobre o Planejamento dos recursos hídricos; e sobre as infrações e penalidade
LEI N. 6.855 de 12 de maio de 1995	Dispõe sobre a Política, o Gerenciamento e o Plano Estadual de Recursos Hídricos da Bahia e dá outras providências. Estabelece como instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos: o Plano Estadual de Recurso Hídricos; a outorga de direito de uso dos recursos hídricos; e a cobrança da água. Regulamentava sobre os órgãos gestores dos recursos hídricos; sobre a descentralização; sobre o Rateio de Custos das obras de Recursos Hídricos; e sobre as infrações e penalidades.
Lei 9.433de 08/01/1997	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (PNRH). Estabelecendo seus VI instrumentos: I - os Planos de Recursos Hídricos; II - o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; III - a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; IV - a cobrança pelo uso de recursos hídricos; V - a compensação a municípios; VI - o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Quadro 5 - Principais normas jurídicas da fase holística que precederam a PNRH (Lei n. 9443/97)

Fonte: Adaptado de Henkes (2003).

A partir de 1997 outras legislações ambientais foram elaboradas, destacando-se: a Lei 9.605/1998 - Crimes Ambientais; a Lei 9.985/2000 - Institui o Sistema e a Política Nacional de Unidades de Conservação da Natureza; a Lei 11.445/2007 - Política Nacional

de Saneamento Básico; a Lei n. 11.284/2006 - Mata Atlântica; a Lei 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e; a Lei 12.651/2012 - novo Código Florestal Brasileiro. Esse conjunto de legislações trabalha de forma integrada para melhorar, proteger e conservar a qualidade ambiental e dos recursos hídricos.

O Diretor-geral do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), órgão que coordenou o processo de elaboração da nova PNRH apresentou, no Seminário Internacional sobre a Gestão de Recursos Hídricos (SIGRH), em 1983, algumas diretrizes como encaminhamento de soluções para a gestão de recursos hídricos, dentre elas destacam-se: as bacias hidrográficas como unidade para o gerenciamento do recurso hídricos; a utilização múltipla dos recursos hídricos deve como objetivo permanente na gestão de recursos hídricos; o uso mais nobre do recurso hídrico é para consumo humano e o saneamento básico; e, nenhum outro uso deve vir em prejuízo deste (Campos, 2008).

Essas diretrizes foram inseridas PNRH publicada em 1997. Alguns Estados como São Paulo (1991), Ceará (1992), Minas Gerais (1994); Santa Catarina (1994), Rio Grande do Sul (1994) e Bahia (1995), que já haviam publicado suas respectivas PERH levaram em consideração as mesmas diretrizes discutidas no SIGRH.

Isso explica por que as políticas estaduais de recursos hídricos destacadas no **Quadro 5** não divergiram tanto da política nacional (Lei n. 9333/1997). Todas foram influenciadas pelo SIGRH (1983). Com relação aos instrumentos da gestão dos recursos hídricos da PNRH, a Outorga e a cobrança pelo uso da água, já eram instrumentos de gestão das políticas estaduais criada anteriormente a 1997.

4 | CONCLUSÕES

A evolução da legislação de proteção dos recursos hídricos segue um padrão semelhante às regulamentações previstas para a proteção ambiental. Inicialmente, as primeiras normas tinham uma abordagem direcionado principalmente para interesses de natureza econômica, juntamente com medidas para a melhoria das condições sanitárias, conforme evidenciado nas Ordenações Manuelinas, Ordenações Filipinas e no Alvará de 5 de outubro de 1795.

Com o passar do tempo, os recursos hídricos passaram a ser regulamentados no contexto de direitos de propriedade e relações de vizinhança, como previsto no Código Civil Brasileiro de 1916.

Posteriormente, a água foi reconhecida como um bem juridicamente protegido, o que levou à criação de uma legislação específica para regulamentos seu uso e gestão. Essa etapa culminou na promulgação do Código das Águas em 1934.

Por fim, surgiram legislações específicas para a gestão das águas, impulsionadas pelo conceito de desenvolvimento sustentável e pela necessidade de manter um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Isso reconheceu a importância de proteger os recursos hídricos

dentro do contexto mais amplo da estrutura ambiental global e em integração com outras leis ambientais relacionadas. Esse avanço culminou com a promulgação da Lei 9.433/97.

No passado, especialmente durante uma fase de exploração desregrada, embora existissem leis que de forma indireta abordassem questões relacionadas ao meio ambiente e à proteção dos recursos hídricos, elas tiveram pouco impacto. Isso, em parte, devido à falta de conscientização do corpo administrativo e da população em geral.

Atualmente, embora o Brasil possua um dos sistemas de proteção jurídica e gestão de recursos hídricos mais avançados, ainda enfrenta desafios inovadores na implementação eficaz dessas leis. Isso destaca a persistente dificuldade histórica de implementação de leis que abrangem a proteção e gestão dos recursos naturais de maneira abrangente. Essas dificuldades persistem nos estados e no Distrito Federal, particularmente no que diz respeito à implementação dos instrumentos de gestão, como comitês e agências de bacias hidrográficas, preconizados pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

AGRADECIMENTOS:

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFRB e o Instituto de Ciência, Inovação e Tecnologia do Estado da Bahia (INCITE) e que proporcionaram a produção dos trabalhos do qual derivou esse artigo.”

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **A História do Uso da ÁGUA no Brasil Do descobrimento ao Século XX**. 2007. Disponível em: http://historiadaagua.ana.gov.br/livro_historia_agua.pdf. Acesso em 03 de maio de 2024.

ALMEIDA, Caroline Corrêa de. Evolução histórica da proteção jurídica das águas no Brasil. Revista Jus Navigandi, ISSN 1518-4862, Teresina, ano 7, n. 60, 1 nov. 2002. Disponível em: <https://jus.com.br/artigos/3421>. Acesso em: 6 maio de 2024.

BENJAMIN, Antônio Herman V. Introdução ao direito ambiental brasileiro. Revista de Direito Ambiental. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, abr/jun 1999. n. 14. ano 4. p. 50-52. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/ppgdir/article/download/49540/30958>. Acesso em: 6 de maio 2024.

Bittencourt, V.; Pereira, D. E. S. **A Evolução Legislativa Brasileira Frente à Problemática da Água**. 2014 Disponível em <<https://seer.imes.edu.br/index.php/revistadedireito/article/view/595/984>>. Acesso em abril de 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21 Global**. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global.html>. Acesso em 08 de maio de 2024.

CAMPOS, Valéria Nagy de Oliveira. **O Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e o Conselho de Cuenca del Valle de México. 2008. Tese (Doutorado em Integração da América Latina, Capítulo 10: Processo de Democratização da Gestão das águas)** - Integração da América Latina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. doi:10.11606/T.84.2008.tde-22112010-121756. Disponível em <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/84/84131/tde-22112010-121756/pt-br.php>>. Acesso em: 2024-05-01.

Diário da Parahyba (1884). Órgão de todas as Classes, Ano I, n. 22. Paraiba do Norte. Disponível em: http://www.cchla.ufpb.br/jornaisfolhetins/acervo/periodicos_paraibanos/1826%20a%201959/diario%20da%20parahyba_01-03-1884.pdf. Acesso em 13 de maio de 2024.

GORSKI, Maria Cecília Barbieri. **Rios e Cidades: Ruptura e Reconciliação**. Dissertação de Mestrado. Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, ano 2008. Disponível em: <http://tede.mackenzie.br/jspui/bitstream/tede/2632/5/Maria%20Cecilia%20Barbieri%20Gorski5.pdf> Acesso em 03 de junho de 2024.

Grassi, Marco. **As águas do Planeta Terra. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. Edição especial – maio 2001. Disponível em: < <http://qnesc.s bq.org.br/online/cadernos/01/aguas.pdf>> Acesso em 06 junho de 2024.

GURSKI, BRUNO; GONZAGA, ROBERTO; TENDOLINI, PATRICIA. **CONFERÊNCIA DE ESTOCOLMO: UM MARCO NA QUESTÃO AMBIENTAL**. Administração de Empresas em Revista, Curitiba/PR, ano 2012, v. 1, n. 7, p. 65-79. Disponível em: <http://revista.unicuritiba.edu.br/index.php/admrevista/issue/view/45>. Acesso em 03 de junho de 2024.

Nozoe, Nelson. **A aplicação da legislação sesmarial em território brasileiro**. Estudios Historicos – CDHRPyB- Año VI - Julio 2014 - N. 12 – ISSN: 1688 – 5317. Uruguay. Disponível em: <https://estudioshistoricos.org/12/Aaplicaodalegisla.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2024.

PORTUGAL. **Ordenações Filipinas, 1595**. Disponível em: < <http://www1.ci.uc.pt/ihti/proj/filipinas/l5p1222.htm>>. Acesso em 03 de abril de 2024.

PORTUGAL. **Ordenações Manuelinas, 1521**. Disponível em: <http://www1.ci.uc.pt/ihti/proj/manuelinas/l5p252.htm> Acesso em 03 de abril de 2024.

ROCHA, L. A. B., **CLUBE DE ROMA - PROBLEMAS AMBIENTAIS NAS PRÓXIMAS DÉCADAS**. Disponível em: <http://www.outorga.com.br/pdf/Artigo_350_CLUBE_DE_ROMA_PROBLEMAS_AMBIENTAIS.pdf> Acesso em 3 de maio de 2024.

Vieira, H. O. T. As Ordenações Filipinas: o DNA do Brasil. 2015. Disponível em <http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/documentacao_e_divulgacao/doc_biblioteca/bibli_servicos_produtos/bibli_boletim_bibli_bol_2006/Rtrib_n.958.12.PDF>. Acesso em: 10 de maio de 2024.

MODELAGEM HIDROLÓGICA COM USO DE MICRO RESERVATÓRIOS NA SUB BACIA PE11 EM TERESINA – PI

Data de submissão: 21/09/2024

Data de aceite: 01/10/2024

Girleiane Santos de Sá

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Piauí – IFPI
Teresina – Piauí
<https://lattes.cnpq.br/6778472819095045>

Mauro César de Brito Sousa

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Piauí – IFPI
Teresina – Piauí
<http://lattes.cnpq.br/2049460389729603>

RESUMO: O rápido aumento da impermeabilidade da superfície e os eventos extremos de chuva induzidos pelas mudanças climáticas tornam a expansão e modernização do sistema de drenagem existente um desafio, uma vez que esses métodos não atendem às aspirações de desenvolvimento urbano sustentável. Para que se tenha um manejo eficiente das águas pluviais urbanas e tornar a urbanização mais segura e sustentável, é fundamental a realização do controle das inundações, no entanto, é necessário conhecer as propriedades do ciclo hidrológico local, bem como dimensionar o impacto gerado pela aplicação das técnicas de drenagem. Em face disso, este trabalho analisou o

comportamento hidrológico da sub-bacia PE11 e o conseqüente impacto da aplicação de micro reservatórios para tratamento da área de telhados, que representa 23,45% da área impermeável e 34,28% da área total da sub-bacia. Para simulações com TR de 5 anos e 10 anos, os resultados mostraram reduções, no pico de vazão, de até 16,43% e 14,59% respectivamente. Enquanto o volume escoado no exutório da sub-bacia foi reduzido em até 2,67% e 2,31% respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: Micro reservatórios, SWMM, Drenagem Urbana, sustentável.

HYDROLOGICAL MODELING USING MICRO RESERVOIRS IN THE PE11 SUB-BASIN IN TERESINA – PI

ABSTRACT: The rapid increase in surface impermeability and extreme rainfall events induced by climate change make the expansion and modernization of the existing drainage system a challenge, as these methods do not meet the aspirations of sustainable urban development. To efficiently manage urban stormwater and make urbanization safer and more sustainable, flood control is essential. However, it is necessary to understand the local hydrological cycle properties and

assess the impact of applying drainage techniques. In light of this, this study analyzed the hydrological behavior of the PE11 sub-basin and the consequent impact of implementing micro-reservoirs to treat the roof area, which represents 23.45% of the impermeable area and 34.28% of the total sub-basin area. For simulations with return periods of 5 years and 10 years, the results showed reductions in peak flow of up to 16.43% and 14.59%, respectively. Meanwhile, the runoff volume at the sub-basin outlet was reduced by up to 2.67% and 2.31%, respectively.

KEYWORDS: Micro reservoirs, SWMM, Urban Drainage, Sustainable.

1 | INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população em áreas urbanas e a contínua expansão da urbanização têm causado impactos ambientais significativos, especialmente no que diz respeito à impermeabilização do solo e ao aumento do escoamento de águas pluviais. Esses fatores sobrecarregam os sistemas de drenagem, elevam o risco de inundações e prejudicam tanto o nível de água subterrânea quanto sua qualidade (Wang, Peng et al., 2020).

Diante disso, a gestão eficaz do escoamento pluvial torna-se essencial para mitigar esses problemas, principalmente em um cenário de mudanças climáticas e eventos de precipitação extremos (Larsen, Tove et al., 2016). O desafio se intensifica com o aumento da impermeabilidade das superfícies urbanas, que, associado às alterações climáticas, evidencia a insuficiência dos métodos tradicionais de drenagem para atender às necessidades de um desenvolvimento urbano sustentável (Gu, Xianyong et al., 2017; Mitchell, 2006).

Para tornar a urbanização mais segura e ambientalmente responsável, é crucial incluir o controle de inundações na gestão das águas pluviais. Isso pode ser feito tanto por meio de medidas estruturais, que envolvem modificações físicas como a construção de reservatórios e canais, quanto por estratégias não estruturais, focadas na prevenção de danos sem alterar o ambiente físico (Baptista et al., 2005; Tucci, 2007).

De acordo com Tucci (2003), a política predominante no gerenciamento da drenagem urbana é baseada na rápida eliminação da água pluvial por meio de sistemas de galerias subterrâneas, que coletam e direcionam o escoamento até o ponto de descarga. No entanto, o crescimento urbano contínuo torna esses sistemas obsoletos, exigindo constante ampliação e modernização para lidar com o escoamento excessivo e evitar alagamentos. O gerenciamento sustentável das águas pluviais, por outro lado, consiste em intervenções em diferentes escalas: na fonte, na micro e na macrodrenagem. Medidas na fonte incluem a detenção de lotes (reservatórios pequenos que controlam o fluxo máximo), pavimentos permeáveis e áreas de infiltração que recuperam a capacidade de absorção da água. As intervenções em micro e macrodrenagem, como detenções e retenções, envolvem a criação de reservatórios que podem ser integrados à paisagem urbana ou utilizados para

controle da vazão e qualidade da água (Tucci, 2003).

Diante da necessidade crescente de soluções sustentáveis para a drenagem urbana, o conceito de tecnologias de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID - Low Impact Development) surgiu como uma resposta eficiente. Essas tecnologias têm como objetivo imitar o comportamento hidrológico natural, minimizando os impactos das superfícies impermeáveis e melhorando a gestão do escoamento pluvial em áreas urbanas (Souza; Cruz; Tucci, 2012). Ao aproximar a drenagem urbana das funções ecossistêmicas naturais, essas técnicas não apenas melhoram a qualidade ambiental, mas também reduzem os impactos a jusante, contribuindo para uma urbanização mais sustentável.

Neste contexto, o presente estudo busca contribuir para a avaliação da eficiência dessas técnicas sustentáveis de controle de escoamento em áreas urbanas vulneráveis. O objetivo geral deste trabalho é realizar modelagens hidrológicas na microdrenagem da sub-bacia PE 11, localizada em Teresina - PI, a fim de avaliar a eficiência de técnicas compensatórias no controle das inundações. Especificamente, pretende-se realizar simulações que estimem as vazões geradas durante eventos chuvosos extremos, além de aplicar e simular o impacto de técnicas compensatórias utilizando o modelo hidrológico Storm Water Management Model (SWMM). Essas simulações permitirão entender melhor como tais técnicas podem mitigar os efeitos das enchentes e proporcionar uma gestão mais eficaz das águas pluviais urbanas.

2 | METODOLOGIA

Área de estudo

A sub-bacia PE11 está inserida, segundo o Plano de Ordenamento Territorial (TERESINA, 2019), totalmente dentro dos limites do perímetro urbano, a área compreende uma região de gradiente topográfico bastante suave, com cotas que variam dos 102 m, junto à cabeceira, aos 54 m, na foz, sendo assim, propícia a alagamentos devido à ausência de sistemas de drenagem adequados às necessidades de escoamento das vazões geradas. A sub-bacia apresenta a forma de um leque, com área de 255,88 ha, perímetro de 6.902,74 m e coeficiente de compacidade de 1,21. No cruzamento das informações de uso e tipo de solo, o parâmetro CN médio para a sub-bacia foi estimado em 87,2. A Figura 1 mostra a sub-bacia PE11, demarcada em preto.

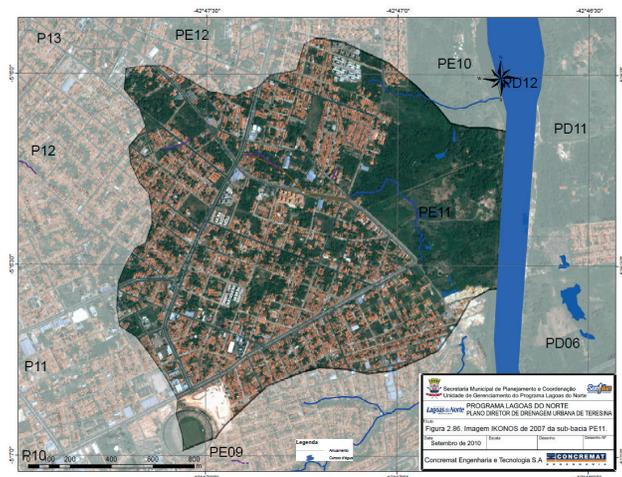


Figura 1: Sub-bacia PE11.

Fonte: Teresina, 2010.

De posse dessas características, o modelo no SWMM foi dimensionado e submetido a eventos de chuva com Tempos de Retorno (TR) de 5 e 10 anos. Os parâmetros de entrada na sub-bacia PE11 estão descritos na Tabela 1. A área de intervenção com as LID's considerada foi referente a área da sub-bacia coberta por telhados, equivalente a 60,0 ha, cerca de 23,45% da área total da bacia e 34,28% da área impermeável total. A quantificação dessa área ocorreu por meio do uso dos programas computacionais Google Earth e Autodesk AutoCad.

Propriedade	Valor
Área (ha)	255,88
Largura (m)	4082,05
Declividade (%)	7,55
% Área impermeável	75
n Manning – Impermeável	0,01
n Manning – Permeável	0,1
Alt. de armaz. em depressões - Impermeável	1,5
Alt. de armaz. em depressões – Permeável	3,0
% de área impermeável sem armazenamento	25
CN	87,2

Tabela 1: Dados de entrada no SWMM da Sub-bacia PE11.

Fonte: Autores (2024)

Dados de precipitação:

Os eventos de chuva foram simulados utilizando a equação genérica das curvas de Intensidade-Duração-Frequência (IDF) de Teresina (Equação 1), conforme estabelecido no Plano Diretor de Drenagem Urbana (TERESINA, 2010). A partir dessa equação, foram definidos os hietogramas (Vide Figuras 2 e 3) de entrada para o modelo chuva-vazão, considerando tempos de retorno (TR) de 5 e 10 anos, com duração de 60 minutos e intervalo de 2 minutos para a análise do escoamento, conforme apresentado na Equação 1.

$$i = \frac{1194,237 \times T^{0,1738}}{(t+10)^{0,7457}} \quad \text{equação (1)}$$

Sendo i a intensidade da chuva em mm/h, T o período de retorno em anos e t o tempo de concentração da bacia em min.

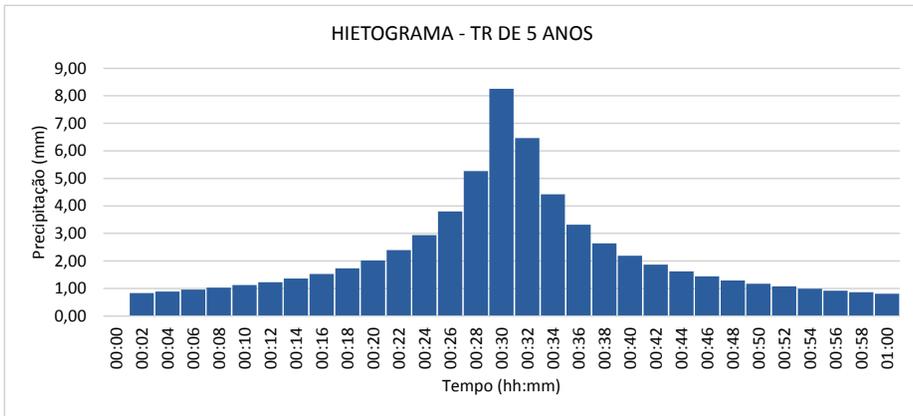


Figura 2: Hietogramas para TR de 5 anos.

Fonte: Autores (2024)

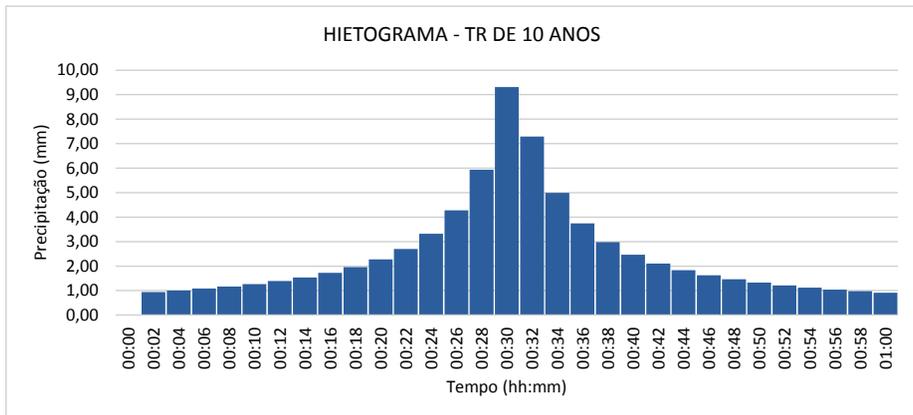


Figura 3: Hietogramas para TR de 5 anos.

Fonte: Autores (2024)

Hidrogramas e Volume Escoado:

Para a análise do escoamento superficial e do volume escoado na saída da sub-bacia, utilizando o método da Onda Cinemática, foram gerados hidrogramas e calculado o volume de escoamento superficial para o cenário de Diagnóstico, considerando os tempos de retorno (TR) de 5 e 10 anos. Posteriormente, esses parâmetros foram analisados com a implementação das técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LIDs), especificamente os micros reservatórios.

Parâmetro	Unidade	Valor
Armazenamento		
Altura da Camada de Armazenamento	mm	1000,00
Índices de vazio	-	-
Taxa de infiltração	mm/h	-
Fator de colmatação		
Dreno		
Coeficiente de Drenagem	-	1,00
Expoente de Drenagem	-	1,00
Altura da Tomada de Água	mm	1000,00

Tabela 2 - Parâmetros de controle de LID para micros reservatórios.

Fonte: Autores (2024)

A implantação efetiva dessa medida considerou um barril de chuva por lote, com uma área média de telhados de aproximadamente 200,00 m² e largura característica de 4,5 m. Para os edifícios comerciais, a área de telhados na sub-bacia determinou um total aproximado de 3.000 barris de chuva, levando em conta um cenário de intervenção em 100% da área de telhados, que corresponde a 34,28% da área impermeável total da sub-bacia. Com isso, foram dimensionados três grupos de LID's, cada um tratando 11,43% da área impermeável, contendo 1.000 barris de chuva em cada grupo. Os valores adotados para cada parâmetro da LID para a implementação na sub-bacia PE11 são detalhados na Tabela 3.

Parâmetro	Valor de entrada
Área de cada unidade (m ²)	1
Número de unidades	1000
Largura da superfície por unidade	4,5
% da saturação inicial	0
% da área impermeável tratada	11,43
% da área permeável tratada	0

Tabela 3.- Dados de implementação dos micros reservatórios na Sub-bacia PE11.

Fonte: Autores (2024)

Para a análise do escoamento superficial e do volume escoado no exutório da sub-bacia, foi utilizado o método da Onda Cinemática, gerando-se hidrogramas que ilustram o comportamento do escoamento tanto no cenário diagnóstico quanto após a implementação das LID's. Essas simulações consideraram um cenário de intervenção em que a LID tratava 100% da área de telhados da sub-bacia.

Os micros reservatórios foram escolhidos como uma medida de desenvolvimento de baixo impacto (LID) devido ao seu custo-benefício favorável, além da facilidade de instalação. Essas unidades permitem o armazenamento temporário de água da chuva, o que reduz o pico de escoamento e diminui a pressão sobre o sistema de drenagem, contribuindo para mitigar o risco de alagamentos. O uso de micro reservatórios também promove uma gestão mais sustentável das águas pluviais, aproximando-se das condições naturais do ciclo hidrológico, ao mesmo tempo em que proporciona flexibilidade para diferentes tipos de áreas urbanas.

3 | RESULTADOS

Cenário Diagnóstico:

Na modelagem do cenário de referência, sem a aplicação de técnicas compensatórias, o escoamento superficial começa já no primeiro minuto de simulação. Conforme ilustrado na Figura 4, para um TR de 5 anos, o pico da vazão atingiu 103.339,7 L/s, com um volume total escoado na saída da sub-bacia de 142.405.000,00 L. Já para o TR de 10 anos, o pico de vazão foi de 119.917,1 L/s, resultando em um volume total escoado de 163.367.000,00 L, como mostrado na Figura 5. Em ambos os casos, a vazão de pico ocorre 32 minutos após o início da precipitação.

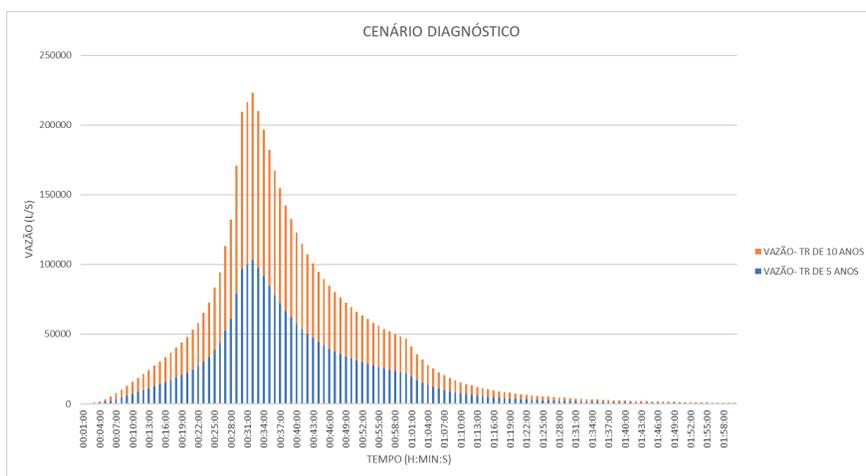


Figura 4: Hidrogramas do cenário diagnóstico para TR de 5 anos e TR de 10 anos.

Fonte: Autores (2024)

Cenários de Intervenção com micro reservatórios em 100% da área de telhados:

Nos cenários em que 100% da área dos telhados é tratada com LID's, os resultados estão apresentados na Figura 5. Ao implementar micros reservatórios na sub-bacia PE11, sob uma precipitação com TR de 5 anos, o pico de vazão atingiu 86.352,63 L/s, e o volume total escoado na saída da sub-bacia foi de 138.595.000,00 L, o que representa uma redução de 2,67% em comparação com o cenário de referência. Para o TR de 10 anos, o pico de vazão foi de 102.411,70 L/s, com um volume escoado de 159.589.000 L, resultando em uma redução de 2,31% em relação à condição inicial.

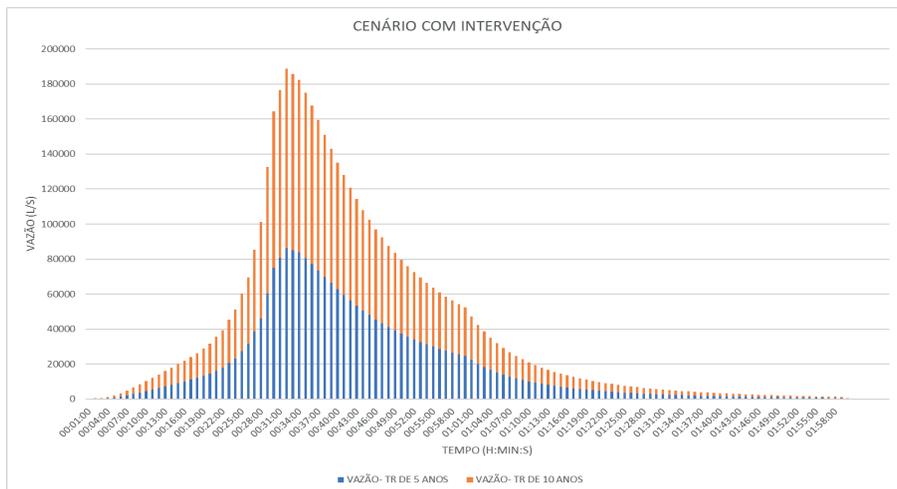


Figura 5: Hidrogramas do cenário com intervenção das LID's para TR de 5 anos e TR de 10 anos.

Fonte: Autores (2024)

Panorama Geral:

Sob o TR de 5 anos, a LID apresentou um desempenho ligeiramente superior, como mostrado na Tabela 4. Isso se deve ao fato de que, embora o armazenamento dos barris de chuva seja o mesmo para ambos os cenários, no TR de 10 anos o volume de chuva é maior, o que resulta em mais água não retida na fonte e, conseqüentemente, em maior escoamento.

Cenário	Tempo de simulação até o pico (h:min:s)	Tempo de retorno (anos)	Pico de vazão (L/s)	Volume total escoado (L)	Redução do pico de vazão (%)	Redução do volume total (%)
Cenário diagnóstico	00:32:00	5	103.339,7	142.405.000,00	-	
Cenário diagnóstico	00:32:00	10	119.917,1	163.367.000,00	-	
Micro reservatórios em 100% da área de telhados	00:32:00	5	86.352,63	138.595.000,00	16,43	2,67
Micro reservatórios em 100% da área de telhados	00:32:00	10	102.411,70	138.595.000,00	14,59	2,31

Tabela 4: Comparação dos cenários de intervenção com o diagnóstico para TR de 5 anos e TR de 10 anos.

Fonte: Autores (2024)

Conforme Palla (2017), apesar do desempenho hidrológico dos micros reservatórios ser limitado em eventos de chuva intensa e curta duração, sua instalação em áreas urbanas ainda contribui significativamente para melhorar o desempenho da rede de drenagem, mesmo em tempestades de projeto com TR de 10 anos.

Outro aspecto importante é a cobertura da área impermeável que a LID consegue tratar. As simulações indicaram que, quanto mais próxima de 100% é a cobertura da área dos telhados pelos micros reservatórios, maiores são os atrasos e as reduções tanto da vazão de pico quanto do volume total escoado. Esses resultados estão alinhados com estudos como o de Versini et al. (2015), que analisaram o comportamento de telhados verdes em uma sub-bacia urbana de Trappes, França. Nessa pesquisa, verificou-se que, com o aumento da cobertura de áreas impermeáveis tratadas, de 12,5% a 100%, a eficiência das LIDs também aumentava.

Além disso, a integração de diferentes dispositivos de baixo impacto (LID) potencializa a mitigação de enchentes em bacias urbanas. Estudos de Liao et al. (2015) realizados em Xangai (China) confirmam que a diversificação das técnicas compensatórias em áreas urbanizadas oferece um bom custo-benefício, pois algumas soluções são mais acessíveis e fáceis de implementar, dependendo das condições locais.

Assim, os micros reservatórios se destacam como uma solução eficiente para controle na fonte, sendo fáceis de instalar e permitindo o reaproveitamento da água pluvial, o que diminui o uso de água potável. Além de limitar as vazões, esses dispositivos ajudam a evitar falhas no sistema de drenagem e a reduzir o volume de escoamento que precisa

ser tratado antes de ser liberado nos corpos d'água receptores (PALLA, 2017).

4 | CONCLUSÃO

Este trabalho avaliou, por meio de simulações, os impactos das Soluções de Desenvolvimento de Baixo Impacto sobre o escoamento superficial na Sub-Bacia PE11, aplicando-as para dois tempos de retorno de chuva: um de 5 anos e outro de 10 anos.

Os resultados obtidos mostraram que a aplicação dos micros reservatórios, utilizando o modelo EPA SWMM, levou a uma pequena redução no volume total escoado. Para o tempo de retorno de 5 anos, houve uma redução de 2,67%, enquanto para o tempo de retorno de 10 anos, a redução foi de 2,31%. Embora essas reduções sejam relativamente pequenas, o resultado era esperado, considerando que a capacidade de armazenamento dos micros reservatórios foi dimensionada para apenas 1 m³. A eficiência dessas LID's é fortemente influenciada por suas dimensões e propriedades.

É importante destacar que o desempenho das LID's diminui à medida que a intensidade das chuvas aumenta, sendo mais eficaz para chuvas com menores tempos de retorno. Além disso, para mitigar significativamente o volume de escoamento, os micros reservatórios, por si só, não são suficientes. Portanto, é essencial que outras técnicas LID's sejam integradas para se obter melhores resultados.

Dessa forma, o presente estudo recomenda o uso de micro reservatórios, mas ressalta que, sozinhos, eles não constituem uma solução completa para os problemas de drenagem. É necessário adotar um conjunto de soluções adaptadas às condições específicas de cada local, além de fomentar discussões sobre novos métodos de controle de alagamentos urbanos.

REFERÊNCIAS

BAPTISTA, M., Nascimento, N., Barraud, S. (2005). **Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana**. Primeira Edição. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. Porto Alegre, RS. Brasil. 266 pp.

BARCO, J.; WONG, K.M.; STENSTROM, M.K. **Automatic Calibration of the U.S. EPA SWMM Model for a Large Urban Catchment**. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 134, n. 4, p. 466-474, 2008. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:4\(466\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:4(466))

P. Wang, X. Wu, Y. Hao, C. Wu, J. Zhang, Is Southwest China drying or wetting? Spatiotemporal patterns and potential causes, *Theor. Appl. Climatol.* (2019) 1–15.

Rossman L.A. (2010). **Storm Water Management Model User's Manual Version 5.0**. EPA/600/R-05/040, US EPA National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, Ohio, USA.

SOUZA, C.F.; CRUZ, M.A.S.; TUCCI, C.E.M. **Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas**. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 17, n.2 p. 9 18, abr/jun 2012.

T.A. Larsen, S. Hoffmann, C. Lüthi, B. Truffer, M. Maurer, Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world, *Science* 352 (2016).

TERESINA. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral. (2010). **Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina**. Teresina, Piauí, Brasil.

Tucci, C.E.M. (2003). “**Drenagem urbana**”. *Cienc. Cult*, Vol. 55 No. 4, 2003.

Tucci, C. E. M. (2007). **Inundações Urbanas**. Primeira Edição. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). RHAMA. Porto Alegre, RS. Brasil. 393 pp.

V.G. Mitchell, **Applying integrated urban water management concepts: a review of Australian experience**, *Environ. Manag.* 37 (2006) 589–605.

AVALIAÇÃO DO PERIGO DE CONTAMINAÇÃO DOS AQUÍFEROS PRÓXIMOS AOS CEMITÉRIOS DE TERESINA, PIAUÍ

Data de submissão: 21/09/2024

Data de aceite: 01/10/2024

Girleiane Santos de Sá

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Piauí – IFPI
Teresina – Piauí
<https://lattes.cnpq.br/6778472819095045>

Marco Aurélio da Silva Lira Filho

Especialista em Geoprocessamento no
Centro de Geotecnologia Fundiária e
Ambiental - CGEO / PIAUÍ
Teresina – Piauí
<http://lattes.cnpq.br/0963634611276600>

Mauro César de Brito Sousa

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Piauí – IFPI
Teresina – Piauí
<http://lattes.cnpq.br/2049460389729603>

para essa avaliação baseia-se em dois métodos amplamente reconhecidos na literatura do gerenciamento de recursos hídricos: o método GOD de vulnerabilidade e o método POSH de análise da carga contaminante. O método GOD, desenvolvido por Foster e Hirata (1988), foi utilizado para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação. No estudo, leva-se em consideração características hidrogeológicas e propriedades do solo para estimar a suscetibilidade dos aquíferos à entrada de contaminantes. Já o método POSH, proposto por Foster et al. (2006), é utilizado para avaliar a carga contaminante presente no subsolo, considerando fatores como a composição química do lixiviado produzido. Para essa avaliação, foram utilizados dados provenientes do mapeamento da vulnerabilidade na cidade de Teresina realizado por Lira Filho, M. A. S. et al. (2023). A partir dessas informações, foi possível identificar o padrão de vulnerabilidade do aquífero na cidade de Teresina e, após caracterização da carga de contaminação das necrópoles localizadas na área urbana da cidade, mediante método POSH, procedeu-se a avaliação do perigo de contaminação na área delimitada. Os resultados obtidos indicaram um baixo

RESUMO: A contaminação dos aquíferos localizados em áreas densamente urbanizadas é uma preocupação crescente, uma vez que as águas subterrâneas podem ser fontes essenciais de abastecimento de água para diversos usos, incluindo o consumo humano. Este artigo tem como objetivo realizar uma avaliação do perigo de contaminação de aquíferos adjacentes aos cemitérios públicos da cidade de Teresina, Piauí. A metodologia utilizada

perigo de contaminação dos aquíferos, sugerindo que a baixa vulnerabilidade do aquífero configura-se como fator determinante para a obtenção do resultado. No entanto, recomenda-se a realização de estudos adicionais para investigar outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, a fim de uma avaliação mais abrangente dos riscos associados.

PALAVRAS-CHAVE: Contaminação de aquíferos; Águas subterrâneas; GOD; POSH.

ASSESSMENT OF THE CONTAMINATION RISK OF AQUIFERS NEAR CEMETERIES IN TERESINA, PIAUÍ

ABSTRACT: The contamination of aquifers located in densely urbanized areas is a growing concern, as groundwater can be an essential source of water supply for various uses, including human consumption. This article aims to assess the contamination risk of aquifers adjacent to public cemeteries in the city of Teresina, Piauí. The methodology used for this assessment is based on two widely recognized methods in the water resource management literature: the GOD vulnerability method and the POSH contaminant load analysis method. The GOD method, developed by Foster and Hirata (1988), was used to assess the vulnerability of aquifers to contamination. The study considers hydrogeological characteristics and soil properties to estimate the susceptibility of aquifers to contaminant infiltration. The POSH method, proposed by Foster et al. (2006), was employed to assess the contaminant load present in the subsoil, considering factors such as the chemical composition of the leachate produced. For this assessment, data from the vulnerability mapping in the city of Teresina conducted by Lira Filho, M. A. S. et al. (2023) were used. Based on this information, it was possible to identify the aquifer vulnerability pattern in the city of Teresina. After characterizing the contamination load of cemeteries located in the urban area of the city using the POSH method, the contamination risk in the delimited area was assessed. The results indicated a low risk of aquifer contamination, suggesting that the low aquifer vulnerability is a determining factor in achieving this outcome. However, further studies are recommended to investigate other potentially present contaminants, such as heavy metals and formaldehyde, for a more comprehensive risk assessment.

KEYWORDS: Aquifer contamination, Groundwater, GOD, POSH.

1 | INTRODUÇÃO

A contaminação de aquíferos por necrópoles é uma preocupação significativa, especialmente em áreas onde a expansão urbana desordenada contribui para a locação inadequada desses empreendimentos em bacias antropizadas. E, como agravante, é comum que comunidades de baixa renda localizadas nas imediações desses pontos de contaminação latente, inadvertidamente, façam uso de aquíferos rasos para algum tipo de uso doméstico ou consumo humano (Sousa, 2015).

Dessa forma, é essencial avaliar o perigo de contaminação dos aquíferos por necrópoles nessas localidades, como meio de se compreender o potencial impacto ambiental e de saúde pública dessa fonte contaminante. Assim como, é necessário

estabelecer a base de dados necessária para que se implemente medidas adequadas de proteção ambiental com o intuito de conservar os sistemas ambientais e manter suas condições de sustentabilidade.

Segundo Foster et al. (2006) o perigo de contaminação de água subterrânea depende de dois fatores, a carga contaminante que é aplicada ao subsolo como resultado de atividades humanas e a vulnerabilidade do aquífero, resultado das características naturais dos estratos que separam o aquífero da superfície.

Marquezan (2008) cita como principal causa da degradação da qualidade das águas subterrâneas a ação antrópica que deixa um passivo de contaminação no ambiente, como é o caso das substâncias contaminantes geradas pelas necrópoles próximas às águas subterrâneas.

Para entender o tipo de contaminante potencialmente presente em atividades cemiteriais, Sousa (2015) cita que a composição do corpo humano é consistente com os principais poluentes observados em áreas impactadas por cemitérios, com particular destaque para as formas dissolvidas de nitrogênio, indicadores de matéria orgânica e indicadores bacterianos.

E nesse ponto, alertando para a necessidade dessa necessidade dessa pesquisa, Cruz et al. (2017) indica que é considerável a quantidade de cemitérios no Brasil que se encontram em situações de manutenção precárias, o que se torna um fator de preocupação para a população, tendo em vista a vulnerabilidade e riscos em que estão expostas.

Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar o perigo de contaminação das águas subterrâneas por cemitérios na área urbana da cidade de Teresina, capital do Estado do Piauí.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo abrange os cemitérios localizados na área urbana da cidade de Teresina, capital do estado do Piauí, Brasil. Teresina possui diversos cemitérios distribuídos ao longo de seu território, que atendem às necessidades da população local fornecendo espaços para sepultamentos e rituais de despedida. Entretanto, as necrópoles da cidade foram construídas em um momento em que a legislação ambiental não aferia as condições de instalação e funcionamento desses empreendimentos.

No tocante aos sistemas aquíferos da região de Teresina, estes estão inseridos no contexto lito estrutural da bacia sedimentar do Parnaíba, que compreende uma bacia sedimentar com predominância de coberturas sedimentares da era paleozoica, embora também haja grandes áreas com depósitos da era mesozoica, sendo estes pouco espessos (AGUIAR, 2009).

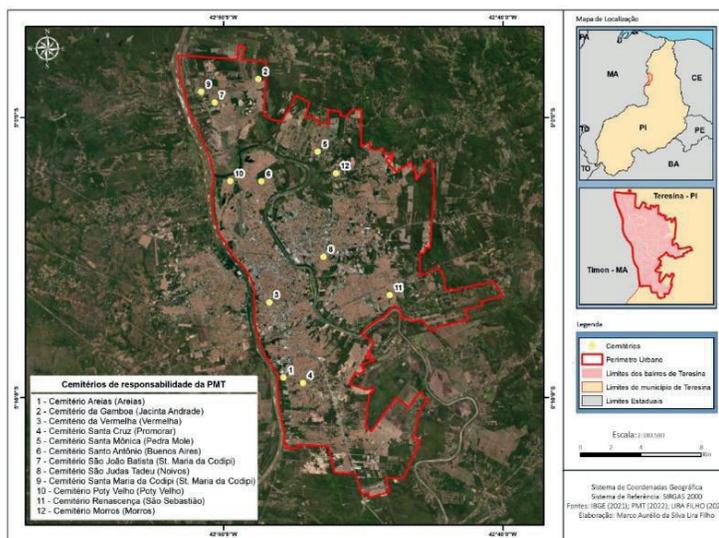


Figura 1: Mapeamento dos cemitérios na área urbana de Teresina.

Fonte: Autores (2024).

Avaliação do perigo de contaminação

A avaliação do perigo de contaminação dos aquíferos próximos aos cemitérios da cidade de Teresina foi realizada utilizando o método proposto por Foster et al. (2006), que pode ser entendida pela sobreposição da identificação da vulnerabilidade do aquífero local pelo método GOD (Foster e Hirata, 1988), com a avaliação da carga contaminante pelos cemitérios, segundo a metodologia POSH (Foster et al., 2006) (FIGURA 2).

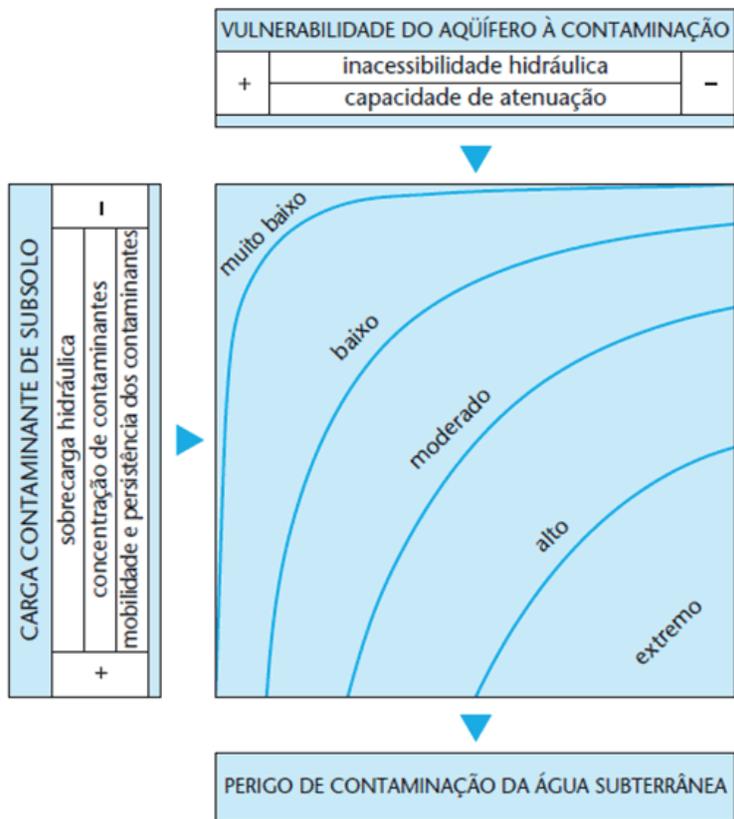


Figura 2: Estimativa do perigo de contaminação do aquífero.

Fonte: Foster et al. (2006)

O produto dessas duas metodologias pode ser avaliado a partir de uma matriz de risco que permite realizar uma análise qualitativa dos parâmetros relevantes da carga contaminante e vulnerabilidade do aquífero, obtendo-se uma pontuação final que indica o grau de perigo de contaminação do sistema em estudo (FIGURA 3).

Essa pontuação pode ser interpretada de acordo com uma escala pré-definida, permitindo classificar as áreas ou situações de acordo com o nível de risco. Com isso, ao fazer a interação entre o tipo de carga contaminante e a vulnerabilidade do aquífero, obtêm-se estimativas de perigo de contaminação que variam entre baixo, moderado e alto perigo de contaminação do aquífero.

		ZONAS DE VULNERABILIDADE DO AQUIFERO À CONTAMINAÇÃO*		
		baixa	média	alta
CARGA CONTAMINANTE POTENCIAL	reduzida	3	3	2
	moderada	2	2	1
	elevada	2	1	1

NÍVEL DE PRIORIDADE		
1 = alto	2 = médio	3 = baixo

* Número de zonas/áreas reduzidas para simplificar a representação.

Figura 3: Matriz do risco de contaminação de aquíferos.

Fonte: Foster et al. (2006)

Avaliação da vulnerabilidade GOD

A avaliação da vulnerabilidade GOD, conforme proposta por Foster (1987), baseia-se na sobreposição de camadas de informações geográficas, como a permeabilidade do solo, a espessura do aquífero, a recarga de água subterrânea e a profundidade do lençol freático. Cada camada é atribuída a um valor ou classe de vulnerabilidade, que indica o grau de suscetibilidade da área à contaminação.

A sobreposição das camadas permite a criação de um mapa de vulnerabilidade, onde áreas com maior sobreposição de parâmetros de alta vulnerabilidade são identificadas como zonas de maior risco de contaminação.

O método de avaliação da vulnerabilidade GOD (FOSTER; HIRATA, 1988) atende aos requisitos de simplificação do mapeamento da vulnerabilidade ao considerar parâmetros geralmente disponíveis ou facilmente determinados, como o grau de confinamento hidráulico da água subterrânea (caracteriza a letra G da nomenclatura), a ocorrência dos estratos de cobertura da zona vadosa ou camada confinante (caracteriza a letra O da nomenclatura) e a distância até o lençol freático ou teto do aquífero confinado (caracteriza a letra D da nomenclatura).

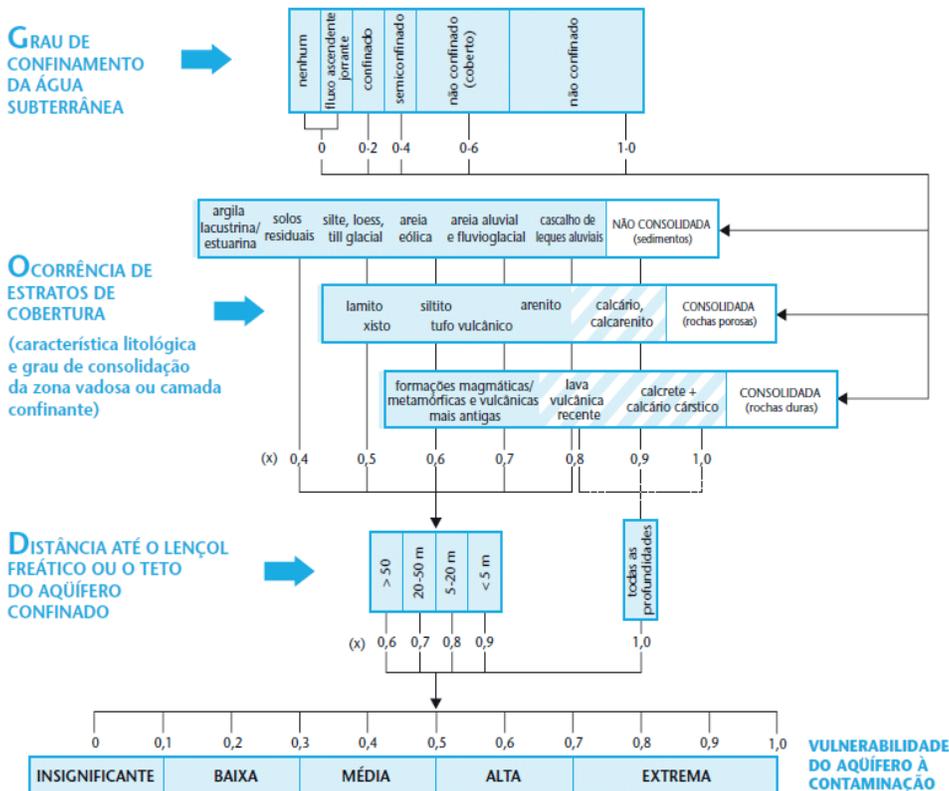


Figura 4: Método de vulnerabilidade de aquíferos GOD.

Fonte: Foster et al. (2006)

Hirata (1994) destaca que o índice baixo indica um aquífero vulnerável somente a compostos extremamente móveis e persistentes, como nitratos e alguns solventes sintéticos. O índice médio indica que o aquífero é suscetível a contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como metais pesados. Finalmente, o alto índice indica que o aquífero é muito sensível a contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus.

Para a avaliação da vulnerabilidade do aquífero urbano correlacionado ao objeto de estudo dessa pesquisa, foram utilizados os dados do mapeamento da vulnerabilidade na cidade de Teresina realizado no trabalho de dissertação de Lira Filho, M. A. S. et al. (2023).

Análise da carga contaminante POSH

A metodologia de avaliação de atividades potencialmente contaminantes denominada POSH (pollutant origin, surcharge hydraulically) baseia-se na origem do poluente e sua sobrecarga hidráulica na subsuperfície, produzindo três níveis qualitativos de potencial contaminante no subsolo: reduzido, moderado e elevado (FOSTER et al., 2006).

O método POSH sugere que a carga contaminante presente no subsolo devido ao lixiviado de cemitérios é de magnitude reduzida. Isso se deve à consideração de que os sepultamentos contribuem com uma carga microbiológica contaminante relativamente pequena, a qual está restrita a uma área específica, independentemente das condições de precipitação analisadas” (FOSTER et al., 2006).

Uma perspectiva contrária a essa parece subestimar a capacidade de contaminação dos cemitérios. Żychowski (2012) e Environment Agency (2002) destacam que esses locais podem estar associados a contaminantes persistentes e móveis, como nitrato e amônia, além de outros contaminantes potencialmente presentes, como metais pesados e formaldeído, que ainda são pouco estudados.

É importante considerar que os cemitérios, devido às práticas de sepultamento, podem contribuir para a liberação de substâncias químicas e orgânicas no solo e, conseqüentemente, no lençol freático. Embora alguns estudos sugiram que a carga contaminante seja limitada e restrita a uma área específica, a presença de contaminantes persistentes e móveis levanta preocupações quanto aos possíveis efeitos no meio ambiente e na qualidade das águas subterrâneas.

No entanto, neste estudo, devido à ausência de dados específicos dos cemitérios na área em estudo, abordaremos a faixa de contaminação com um potencial reduzido de carga contaminante.

É importante ressaltar que a falta de dados disponíveis pode limitar a precisão da avaliação da carga contaminante nessa área específica. No entanto, com base em informações gerais e considerando as características dos cemitérios, é possível estimar um potencial reduzido de contaminação.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos a partir do mapeamento da vulnerabilidade do aquífero (FIGURA 5) mostram que existem áreas de média e baixa vulnerabilidade no aquífero próximo aos cemitérios de Teresina. Segundo Hirata (1994), o índice baixo de vulnerabilidade indica que o aquífero é suscetível a compostos extremamente móveis e persistentes, como sais, nitratos e alguns solventes. Também é possível aferir que a média vulnerabilidade é suscetível a variáveis de contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como hidrocarbonetos e alguns metais pesados.

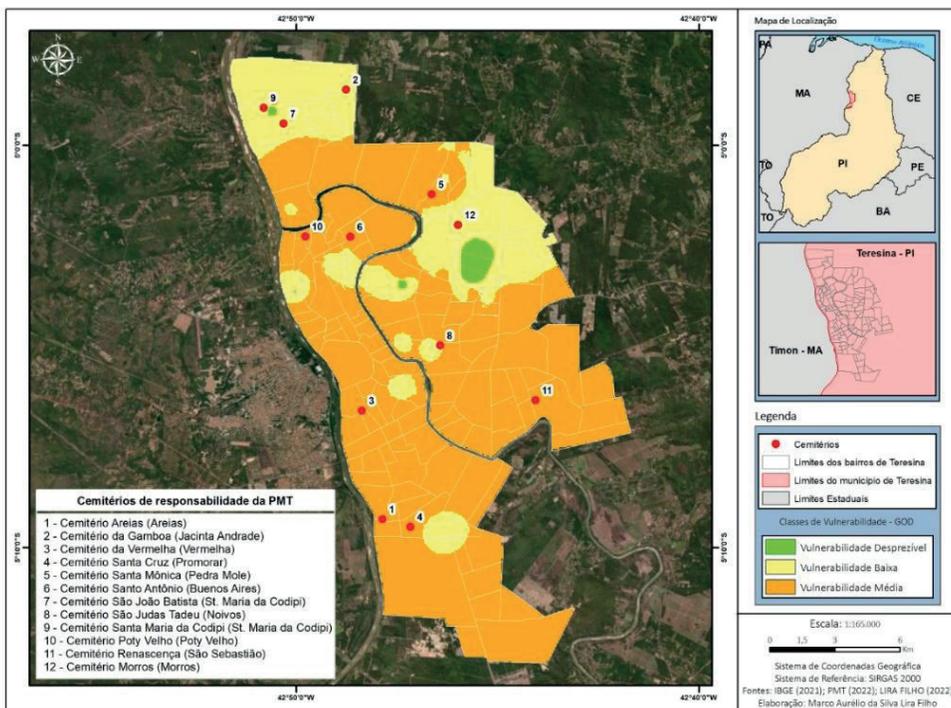


Figura 5: Mapeamento dos cemitérios na área urbana de Teresina e classe de vulnerabilidade GOD.

Fonte: Autores (2024)

Considerando o processo de avaliação do perigo de contaminação, a análise do cruzamento entre as características de vulnerabilidade GOD, identificadas nas áreas das necrópoles, juntamente com o potencial reduzido da carga contaminante nos cemitérios (Método POSH), revelam a presença de um baixo perigo de contaminação no aquífero adjacente às atividades cemiteriais. Os resultados desse cruzamento são apresentados de forma visual na Tabela 1.

CRUZAMENTO DE INFORMAÇÕES			
LOCAL	CLASSE DE VULNERABILIDADE-GOD	MÉTODO POSH	PERIGO DE CONTAMINAÇÃO
Cemitério Areias	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério da Gamboa	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério da Vermelha	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Cruz	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Mônica	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Santo Antônio	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério São João Batista	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério São Judas Tadeu	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério Santa Maria da Codipi	Baixa	Reduzida	Baixo
Cemitério Poti Velho	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Renascença	Média	Reduzida	Baixo
Cemitério Morros	Baixa	Reduzida	Baixo

Tabela 1: Perigo de contaminação de cada necrópole.

Fonte: Autores (2023)

A baixa contaminação identificada pode ser atribuída a vários fatores, como a natureza do solo e as características hidrogeológicas da região, que atuam como uma barreira natural contra a contaminação. No entanto, é importante destacar que os demais tipos de contaminantes potencialmente presentes nas atividades cemiteriais, conforme relatado em Żychowski (2012), como formaldeído e metais pesados, podem indicar um perigo de contaminação elevado e não dimensionado nesse estudo.

Apesar dos resultados encorajadores, é essencial evitar uma interpretação precipitada de uma garantia absoluta de ausência de riscos. A vigilância constante e o monitoramento regular continuam sendo cruciais para garantir a preservação contínua da qualidade das águas subterrâneas. Além disso, a pesquisa sobre outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, deve ser aprofundada, a fim de avaliar de forma mais abrangente os riscos associados.

Em suma, os resultados apontam que, embora haja indicativos de baixo perigo de contaminação dos aquíferos associados aos cemitérios de Teresina, a falta de medidas preventivas e estratégias de gestão representa uma preocupação. Para garantir a preservação a longo prazo da qualidade das águas subterrâneas e a proteção do meio ambiente, é fundamental que sejam implementadas ações preventivas efetivas e que a pesquisa e monitoramento continuem a ser realizados de forma rigorosa.

4 | CONCLUSÃO

A avaliação do perigo de contaminação dos aquíferos próximos aos cemitérios de Teresina revelou informações sobre a suscetibilidade à contaminação por atividades cemiteriais na capital piauiense. Com base nos resultados obtidos, podemos concluir que, de maneira geral, os aquíferos avaliados apresentam um baixo nível de risco de contaminação.

Isso pode indicar que as práticas de sepultamento são influenciadas por diversos fatores, como as características hidrogeológicas favoráveis da região e a existência de uma barreira natural no solo. No entanto, é importante ressaltar que a ausência de medidas preventivas implantadas nas áreas dos cemitérios requer atenção e cuidado contínuos. A implementação de regulamentos e diretrizes de gestão adequadas, juntamente com práticas de manejo eficazes, se tornam ainda mais essenciais para garantir a preservação da qualidade das águas subterrâneas.

Além disso, é necessário aprofundar a pesquisa sobre outros contaminantes potencialmente presentes nos cemitérios, como metais pesados e formaldeído, a fim de avaliar de forma mais abrangente os riscos associados. A vigilância constante e o monitoramento regular são fundamentais para identificar e mitigar possíveis fontes de contaminação, aprimorando continuamente as práticas de manejo e protegendo os aquíferos.

REFERÊNCIAS

CRUZ, Nicholas Joseph Tavares da; LEZANA, Álvaro Guillermo Rojas; SANTOS, Paulo da Cruz Freire dos; PINTO, Ibsen Mateus Bittencourt Santana; ZANCAN, Claudio; SOUZA, Gustavo Henrique Silva de. 2017. **Environmental impacts caused by cemeteries and crematoria, new funeral technologies, and preferences of the Northeastern and Southern Brazilian population as for the funeral process.** Disponível em: [https://link-springercom.ez13.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-017-0005-3](https://link.springer.com.ez13.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s11356-017-0005-3).

LIRA FILHO, Marco Aurélio da Silva. **Análise da vulnerabilidade natural e do perigo de contaminação de aquíferos por postos de combustíveis na cidade de Teresina - Piauí.** Orientador: Mauro César de Brito Sousa. 2023. 415 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Análise e Planejamento Espacial) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Teresina Central, Teresina, 2023.

FOSTER, Stephen et al. 2006. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais.** p. 144.

FOSTER, S. HIRATA, R. 1988. **Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data.** CEPIS-PAHO/WHO. Lima, 78 p.

HIRATA, R. 1994. **Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas: estudo de casos no estado de São Paulo.** 1994. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOUSA, M. C. B. ; CASTRO, M. A. H. ; MONTEIRO, C. A. B. ; PESSOA, G. P. ; SOUZA, C. D. 2015. Estudo da contaminação do aquífero próximo ao cemitério Areias, Teresina/PI, Brasil. *Brazilian Geographical Journal: geosciences and humanities research medium* , v. 6, p. 41-57.

ŽYCHOWSKI, Józef. 2012. **Impact of cemeteries on groundwater chemistry: A review**. *Catena*, v. 93, p. 29-37.

IMPLEMENTAÇÃO DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO COM TECNOLOGIAS BASEADAS NA NATUREZA: VANTAGENS E DESAFIOS EM ZONAS RURAIS, FAVELAS E COMUNIDADES URBANAS

Data de submissão: 13/08/2024

Data de aceite: 01/10/2024

José Moacir de Sousa Vieira

Engenheiro Civil, Mestre e Doutorando em
Planejamento Urbano e Regional
Universidade do Vale do Paraíba
(UNIVAP)
São José dos Campos, São Paulo, Brasil

Luana Braz Villanova

Arquiteta e Urbanista, Mestre e
Doutoranda em Planejamento Urbano e
Regional.
Universidade do Vale do Paraíba
(UNIVAP)
São José dos Campos, São Paulo, Brasil

Mário Valério Filho

Doutor em Agronomia
Universidade de São Paulo (USP)
São Paulo, São Paulo, Brasil

Rodolfo Moreda Mendes

Doutor em Engenharia Geotécnica
Universidade de São Paulo (USP)
São Paulo, São Paulo, Brasil

Cilene Gomes

Doutora em Geografia
Universidade de São Paulo (USP)
São Paulo, São Paulo, Brasil

RESUMO: Há uma crescente lacuna nos serviços de saneamento básico no Brasil, acentuando a notável desigualdade de acesso a esses serviços, especialmente em territórios menos favorecidos. Segundo o Censo Demográfico de 2022, quase 50 milhões de brasileiros vivem em domicílios que utilizam recursos precários de esgotamento sanitário. As Soluções Baseadas na Natureza (SBN) se apresentam como uma forma de interferir no esgotamento sanitário em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas, já que emprega processos naturais para resolver problemas para os quais as soluções tradicionais se apresentam inviáveis. Este estudo tem como objetivo apresentar 16 sistemas individuais descentralizados de esgotamento como alternativas para contribuir em solucionar a falta de saneamento básico e mostrar as vantagens da implementação dessas SBN para o esgotamento sanitário em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas. Tais soluções podem atender às necessidades de saneamento de forma sustentável, utilizando processos naturais e recursos tecnológicos locais, ao mesmo tempo que respeitam os ciclos ecológicos e promovem benefícios ambientais, sociais e

econômicos. Adotamos uma abordagem de Análise Crítica, fundamentada em uma revisão bibliográfica de obras e pesquisas relacionadas ao campo de estudo. Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) e Vieira (2020) apresentam as SBN com soluções individuais e descentralizadas de esgotamento. Esse enfoque permite verificar padrões, benefícios e limitações dessas soluções. Este trabalho contribui para a compreensão da relevância dessas alternativas na promoção da saúde, na mitigação das desigualdades sociais e no saneamento de forma sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Soluções Baseadas na Natureza. Saneamento básico. Serviço de esgotamento sanitário. Sistemas individuais e descentralizados de Esgotamento. Favelas e comunidades urbanas.

IMPLEMENTATION OF DECENTRALIZED SANITATION SYSTEMS WITH NATURE-BASED TECHNOLOGIES: ADVANTAGES AND CHALLENGES IN RURAL AREAS, SLUMS, AND URBAN COMMUNITIES

ABSTRACT: There is a growing gap in basic sanitation services in Brazil, highlighting the notable inequality in access to these services, especially in underprivileged areas. According to the 2022 Demographic Census, nearly 50 million Brazilians live in households that rely on precarious sanitation resources. Nature-Based Solutions (NBS) present an effective means to address sanitation issues in rural areas, slums, and urban communities, employing natural processes to resolve problems where traditional solutions are often unfeasible. This study aims to present 16 decentralized individual sanitation systems as alternatives to help address the lack of basic sanitation and demonstrate the advantages of implementing these NBS for sanitation in rural areas, slums, and urban communities. These solutions can meet sanitation needs sustainably by using natural processes and local technological resources, while respecting ecological cycles and promoting environmental, social, and economic benefits. We adopted a Critical Analysis approach, based on a literature review of works and research related to the field of study. Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018), and Vieira (2020) present NBS with decentralized individual sanitation solutions. This approach allows us to identify patterns, benefits, and limitations of these solutions. This work contributes to understanding the relevance of these alternatives in promoting health, mitigating social inequalities, and achieving sustainable sanitation.

KEYWORDS: Nature-Based Solutions. Basic Sanitation. Sanitation Services. Individual and Decentralized Sanitation Systems. Slums and Urban Communities.

IMPLEMENTACIÓN DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE SANEAMIENTO CON TECNOLOGÍAS BASADAS EN LA NATURALEZA: VENTAJAS Y DESAFÍOS EN ZONAS RURALES, BARRIOS MARGINALES Y COMUNIDADES URBANAS

RESUMEN: Existe una creciente brecha en los servicios de saneamiento básico en Brasil, lo que resalta la notable desigualdad en el acceso a estos servicios, especialmente en áreas desfavorecidas. Según el Censo Demográfico de 2022, casi 50 millones de brasileños viven en hogares que dependen de recursos precarios de saneamiento. Las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) se presentan como una forma efectiva de abordar los problemas de saneamiento en áreas rurales, barrios marginales y comunidades urbanas, empleando

procesos naturales para resolver problemas donde las soluciones tradicionales suelen ser inviables. Este estudio tiene como objetivo presentar 16 sistemas descentralizados individuales de saneamiento como alternativas para ayudar a abordar la falta de saneamiento básico y demostrar las ventajas de implementar estas SBN para el saneamiento en áreas rurales, barrios marginales y comunidades urbanas. Estas soluciones pueden satisfacer las necesidades de saneamiento de manera sostenible utilizando procesos naturales y recursos tecnológicos locales, al mismo tiempo que respetan los ciclos ecológicos y promueven beneficios ambientales, sociales y económicos. Adoptamos un enfoque de Análisis Crítico, basado en una revisión bibliográfica de obras e investigaciones relacionadas con el campo de estudio. Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) y Vieira (2020) presentan las SBN con soluciones descentralizadas individuales de saneamiento. Este enfoque nos permite identificar patrones, beneficios y limitaciones de estas soluciones. Este trabajo contribuye a la comprensión de la relevancia de estas alternativas en la promoción de la salud, la mitigación de las desigualdades sociales y el saneamiento de manera sostenible.

PALABRAS CLAVE: Soluciones Basadas en la Naturaleza. Saneamiento Básico. Servicio de Saneamiento. Sistemas Individuales y Descentralizados de Saneamiento. Barrios Marginales y Comunidades Urbanas.

1 | INTRODUÇÃO

As moradias brasileiras, especialmente aquelas localizadas em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas, frequentemente carecem de soluções adequadas de esgotamento sanitário. Nos casos em que essas soluções existem, elas são improvisadas e realizadas de maneira precária. Entre as alternativas encontradas, destacam-se as fossas rudimentares (fossas negras), descarte a céu aberto e lançamento direto de resíduos em corpos d'água, como córregos e mangues (Instituto Trata Brasil, 2016). Nesses locais, é evidente a incidência de doenças transmitidas pela água, além da considerável degradação ambiental. Adicionalmente, há uma série de deficiências que afetam não apenas aspectos urbanísticos, mas também dimensões humanas e sociais, sublinhando a profundidade dos desafios apresentados (Heller, 2022).

O Diagnóstico Temático dos Serviços de Esgotos apresentado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) relata que, no ano 2020, 55,8% da população do país era atendida pelo serviço de coleta de esgoto. Entretanto, é relevante ressaltar que uma parcela significativa de cidadãos permanece sem acesso aos sistemas de esgotamento sanitário por meio de redes públicas de coleta, de acordo com o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR, 2022).

As Soluções Baseadas na Natureza (SBN)¹ se apresentam como uma forma sustentável e economicamente viável, sendo caracterizadas por intervenções que utilizam processos naturais para resolver desafios ambientais, sociais e econômicos em áreas rurais e urbanas (Villanova, 2022). Segundo Fraga (2020), as SBN beneficiam o meio

¹ Em inglês: *Nature-Based Solutions (NBS)*.

ambiente, promovem atividades econômicas produtivas e melhoram a qualidade de vida das comunidades. Recentemente, tais recursos têm ganhado destaque no campo do planejamento urbano e regional, sendo adotadas como resposta à crescente demanda por sustentabilidade e resiliência. As SBN abordam uma ampla gama de problemas territoriais, desde a restauração de ecossistemas para proteger regiões contra eventos climáticos extremos até a implementação de infraestruturas de saneamento básico (UICN, 2016, 2020a, 2020b).

Este estudo tem como objetivo apresentar 16 sistemas individuais descentralizados de esgotamento como alternativas para contribuir em sanar a falta de saneamento básico e mostrar as vantagens da implementação dessas SBN para o esgotamento sanitário em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas, com base em Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) e Vieira (2020). Os sistemas escolhidos foram os que podem ser aplicados em habitações unifamiliares. Alguns desses sistemas podem também ser adaptados para uso em residências multifamiliares, com o objetivo de preservar o ambiente, garantir a viabilidade financeira, promover um progresso tangível na qualidade de vida e na saúde dos indivíduos, e proteger a natureza (Vieira, 2020).

Mesmo diante dos avanços alcançados, ainda há cerca de 1,2 milhão de pessoas que enfrenta condições desumanas, tendo que fazer suas necessidades fisiológicas ao relento, vivendo em domicílios sem banheiros, sanitários ou buracos para dejeções (IBGE, 2024a). Portanto, é necessário revisitar com atenção as perspectivas futuras, a qualidade de vida, a sustentabilidade e a ecologia. Isso implica em analisar a dimensão humana do saneamento básico e de outros elementos relacionados a esses conhecimentos que afetam a vida humana e suas particularidades, especialmente aquelas vinculadas à classe trabalhadora, aos mais desfavorecidos e às populações periféricas. Trata-se de um legado significativo da ciência e de suas práticas para reduzir a grande desigualdade social que existe no Brasil (Philippi Jr.; Malheiros, 2005).

Esta pesquisa busca responder à seguinte questão: *Como as Soluções Baseadas na Natureza, através da implementação de sistemas individuais descentralizados de esgotamento sanitário, podem atender às necessidades de saneamento em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas, apresentando benefícios ambientais, sociais e econômicos?*

2 | REFERENCIAL TEÓRICO

As Soluções Baseadas na Natureza (SBN) foram desenvolvidas inicialmente pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN), englobando ações e tecnologias destinadas a gerenciar de forma sustentável, proteger e restaurar ecossistemas degradados pelas atividades humanas. As SBN possuem a capacidade de beneficiar simultaneamente a sociedade e a natureza, sendo uma abordagem promissora para

enfrentar desafios globais como a degradação ambiental e a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEEs) (UICN, 2016, 2020a, 2020b). A aplicação dessas soluções em ambientes urbanos e rurais traz vantagens tanto para a biodiversidade quanto para setores sociais, econômicos e produtivos (Funasa, 2015; Tonetti *et al.*, 2018; Vieira, 2020).

Essas tecnologias têm sido cada vez mais adotadas como resposta às demandas por sustentabilidade, especialmente na resolução de problemas urbanos, industriais e agrícolas, como, por exemplo, o reúso de água em contextos domésticos e industriais, a conservação de áreas verdes para aumentar a permeabilidade das cidades e evitar alagamentos, soluções de saneamento básico e a restauração de ecossistemas para melhorar o microclima urbano. Além disso, as SBN são eficazes na conservação da biodiversidade, contribuindo para a redução do contato entre vetores de doenças e seres (Fraga, 2020).

Na problemática do esgotamentos sanitário em locais desfavorecidos, não existe uma solução única que possa ser implementada de forma padronizada. Em cada situação poderá ser adotada uma alternativa que deve levar em consideração as peculiaridades locais, sem perder de vista os aspectos ambientais, humanos, sociais e sanitários (Vieira; Valério Filho; Mendes, 2024).

O tratamento adequado do esgoto é crucial para prevenir ou reduzir os impactos negativos na saúde, no meio ambiente e no desenvolvimento social e econômico de uma região, já que o esgoto é uma fonte potencial de poluição. Para a saúde e o bem-estar das pessoas, o destino final correto do esgoto desempenha um papel vital (Nuvolari, 2021). O descarte inadequado de resíduos humanos está associado a uma série de doenças, incluindo ancilostomíase, ascaridíase, amebíase, cólera, diarreia infecciosa, disenteria bacilar, esquistossomose, estrogiloidíase, febre tifoide, febre paratifoide, salmonelose, teníase e cisticercose, de acordo com o Manual de Saneamento da Fundação Nacional de Saúde (Funasa, 2015).

No que diz respeito à forma como as doenças associadas ao descarte inadequado de esgoto são transmitidas, a principal via é o contato direto com os resíduos, especialmente considerando que o destino predominante dos esgotos domésticos, sem tratamento, em favelas e comunidades urbanas, é para valas a céu aberto ou corpos d'água. Isso contribui para o surgimento de diversas enfermidades, seja através da ingestão ou do contato com a pele e as membranas mucosas. Além disso, o despejo de esgoto diretamente no solo pode ser responsável por doenças adquiridas pelo contato dos pés e das mãos com o solo contaminado. Além desses efeitos, o descarte inadequado de esgoto no solo pode levar à contaminação da água (Funasa, 2015). Parte superior do formulário

O exacerbado crescimento urbano brasileiro tem levado a uma expressiva ampliação do número de habitantes que vivem em condições precárias em favelas e comunidades urbanas, especialmente nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, considerando a densidade demográfica. A ausência de políticas públicas e de um planejamento urbano

inclusivo propicia uma expansão rápida dessas moradias, caracterizadas pela falta de infraestrutura e saneamento (Maricato, 2015). Nesse contexto, a urbanização está intimamente ligada à dinâmica do mercado imobiliário, moldada pela lógica de acumulação capitalista. Isso resulta na expulsão significativa das classes menos favorecidas para áreas periféricas, encostas e subúrbios urbanos, gerando uma crise de ordem urbana e habitacional, evidenciada por condições precárias de moradia e de vida (Villaça, 2012).

A cidade capitalista exclui os pobres, pois a posse privada do solo urbano requer uma renda que a economia não assegura à maioria da população. Uma parte dela acaba residindo em locais onde os direitos da propriedade privada não vigoram, como em áreas de propriedade pública ou em terrenos vazios por especulação (Villaça, 2011). Quando os direitos da propriedade privada são reinstaurados, os moradores são despejados, ressaltando a contradição entre a marginalidade econômica e a organização capitalista do solo. A exclusão dos indivíduos de baixa renda na cidade capitalista, que se baseia na posse privada do solo urbano, requer uma renda inacessível para muitos ocuparem o espaço urbano. Além disso, os proprietários de terra desempenham um papel crucial na produção desse espaço, influenciando seu acesso e sua distribuição de modo desigual (Singer, 1985).

Dentro do contexto da lógica capitalista, as diversas formas de acesso à moradia nas cidades estão intrinsecamente ligadas às contradições espaciais originadas pelas relações sociais de produção. Essas contradições se manifestam por meio de conflitos relativos ao uso do solo e à obtenção de acesso às infraestruturas urbanas (Villaça, 2012). Os dados divulgados pelo IBGE (2020) indicam um expressivo aumento das favelas e comunidades urbanas no país, alcançando a marca de 13.151, com 5.127.747 domicílios. Esse cenário incita a uma reflexão sobre o processo de urbanização conduzido pelo modo de produção capitalista e as disparidades resultantes no acesso à moradia e às infraestruturas sociais e econômicas. As favelas e comunidades urbanas surgem como uma manifestação visível das desigualdades socioespaciais (Harvey, 2005, 2014).

Nesse sentido, destacamos a necessidade de soluções sustentáveis para o esgotamento sanitário em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas. As SBN oferecem uma abordagem promissora, integrando a conservação ambiental com a melhoria da infraestrutura de saneamento (CGEE, 2020). Ao adotar sistemas individuais descentralizados, é possível atender, de maneira mais eficaz, às necessidades dessas comunidades, respeitando as particularidades locais e promovendo a participação ativa dos moradores. As SBN não apenas ajudam a mitigar os impactos negativos na saúde e no meio ambiente, mas também contribuem para a redução das desigualdades sociais, oferecendo um caminho viável e sustentável para o desenvolvimento urbano inclusivo e a preservação dos recursos naturais (Fraga, 2020).

3 | METODOLOGIA

Adotamos uma abordagem de Análise Crítica (Estrela, 2018), com o objetivo de identificar padrões, benefícios e limitações das SBN para o esgotamento sanitário. Buscamos proporcionar uma base consistente para discussões e conclusões que visem mitigar as desigualdades no acesso aos serviços de saneamento em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas. Para alcançar esse propósito, utilizamos uma metodologia que inclui a análise de obras, artigos técnicos e científicos, além de relatórios de pesquisa (Marconi; Lakatos, 2021).

Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) e Vieira (2020) apresentam as SBN como soluções individuais e descentralizadas de esgotamento. Para esta pesquisa, apresentaremos 16 alternativas que julgamos relevantes e viáveis, elencadas por essas publicações, para os problemas de esgotamento sanitário.

A nomenclatura “favelas e comunidades urbanas” é adotada neste estudo com base na nova definição do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2024b), que as concebe como sendo áreas residenciais surgidas a partir de esforços autônomos e coletivos da população. Essas áreas se desenvolvem como resposta à escassez de políticas públicas eficazes e à falta de investimentos privados em habitação, refletindo na ausência de empenho em atender às necessidades fundamentais de moradia, além do não provimento de espaços para o comércio, serviços, lazer e cultura, com o objetivo de assegurar o direito à cidade (Vieira, 2023).

4 | SOLUÇÕES INDIVIDUAIS E DESCENTRALIZADAS DE ESGOTAMENTO

Diante da problemática do esgotamento sanitário em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas, este estudo busca apresentar Soluções Baseadas na Natureza (SBN) que sejam aplicáveis a diferentes contextos, respeitando as especificidades de cada localidade e promovendo a inclusão social e a conservação ambiental.

A análise comparativa dessas alternativas leva em consideração aspectos como o tipo de sistema de esgotamento domiciliar, a área necessária para atender uma família de até cinco pessoas, o tipo de esgoto tratado e a necessidade de remoção de lodo. A seguir, apresentamos uma descrição sintética de cada uma das 16 alternativas de solução para os problemas de esgotamento sanitário, avaliando suas características e requisitos de implementação. Tais alternativas têm base em Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) e Vieira (2020).

4.1 Vermifiltro

O Vermifiltro é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo utilizado para o tratamento de esgoto doméstico, incluindo águas de vaso sanitário, águas cinzas

ou esgoto pré-tratado. O sistema é dividido em duas partes: a superior, composta por serragem de madeira, húmus e minhocas; e a inferior, formada por materiais de filtragem, como pedras de baixa granulometria organizadas em camadas alternadas. As minhocas, especialmente as californianas, são responsáveis pelo desgaste inicial da matéria orgânica, e os microrganismos realizam a decomposição mais refinada.

A principal vantagem desse sistema é a produção de húmus na camada superior, que pode ser removido e utilizado como fertilizante. O vermifiltro é geralmente construído com manilhas de concreto, tijolos, tambores plásticos, caixas d'água ou outros materiais que garantam a estanqueidade, com uma profundidade de aproximadamente 80 cm. O esgoto é despejado continuamente na parte superior, cuja parte líquida escoá pelas camadas de serragem e minhocas, seguindo para a filtração pelos materiais na parte inferior.

O esgoto tratado é coletado por uma tubulação com pequenos furos que ficam na parte inferior, após passar pela serragem e pelo material filtrante. Para uma família de cinco pessoas, é necessária uma área de 2 m² a 4 m². É recomendada a instalação de uma unidade de pré-tratamento, como um tanque séptico, antes do vermifiltro, para auxiliar nas falhas ocasionadas pela variação de temperatura e resíduos de produtos químicos, como detergentes, que podem prejudicar as minhocas.

O vermifiltro pode ser construído para um volume diário de esgoto entre 400 e 1000 l/m², com uma camada de serragem/minhocas de 40 cm de profundidade. A cada seis meses, é recomendada a remoção do excesso de húmus e a recomposição da camada de serragem até a altura inicial. O húmus retirado deve ser seco ao sol e pode ser utilizado como adubo, embora não seja recomendado para hortas.

4.2 Fossa séptica biodigestora

A Fossa Séptica Biodigestora é um sistema de esgotamento unifamiliar desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 2001), para tratar as águas residuárias do vaso sanitário. O sistema é composto por três caixas d'água interligadas onde ocorre a degradação do material orgânico e a transformação do esgoto em biofertilizante, que pode ser usado em algumas culturas.

Esse sistema é destinado apenas ao tratamento do esgoto das descargas do vaso sanitário e não é recomendado para o tratamento das águas cinzas. O sistema consiste em três caixas d'água de 1.000 litros cada, conectadas por tubos de esgoto de 100 mm com conexões e materiais para vedação. O esgoto entra pela parte superior da primeira caixa e segue para a 2^a e 3^a caixas, através de tubulações que saem do fundo de cada uma. A 3^a caixa serve de depósito para o biofertilizante, que pode ser aplicado em árvores frutíferas, mas não em verduras, hortaliças ou frutas e legumes que crescem rente ao solo.

A área necessária para a implementação desse sistema para uma família de cinco pessoas varia de 10 m² a 12 m², sem a necessidade de pré-tratamento do esgoto. É possível

a construção da caixa com diversos materiais, como fibrocimento, fibra de vidro e anéis de concreto. Recomenda-se a aplicação mensal de esterco bovino fresco misturado com água para melhorar a formação de uma comunidade de micro-organismos, tornando o processo de decomposição da matéria orgânica mais eficiente, embora algumas pesquisas recentes questionem essa orientação.

4.3 Círculo de bananeiras

O Círculo de Bananeiras é um método de esgotamento doméstico unifamiliar utilizado para o tratamento complementar de esgoto ou águas cinzas. O efluente é direcionado para uma vala circular preenchida com galhos, brita ou pedras no fundo. Em volta da vala, são plantadas bananeiras, mamoeiros, taioba e outras plantas que ajudam no tratamento e reúso do efluente, pois a água e os nutrientes são absorvidos pelas plantas, e os restos orgânicos são degradados pelos micro-organismos presentes no solo. Esse sistema é uma alternativa eficaz para o tratamento complementar do efluente de tanque séptico e sua disposição final, devendo-se evitar sua implementação em locais com solo arenoso e nas proximidades de lençóis freáticos e nascentes.

É necessário cavar um buraco com formato de prato, com profundidade entre 0,5 m e 1 m, e diâmetro entre 1,4 m e 2 m. O buraco deve ser preenchido com galhos, capim seco, gravetos e restos de vegetais, de modo a garantir ventilação e espaço suficiente para receber o efluente a ser tratado. As bananeiras devem ser plantadas ao redor do buraco com espaçamento de 60 cm entre elas, podendo-se incluir outras espécies de menor porte, como lírios, taiobas e mamoeiros. Caso o volume de efluente produzido exceda a capacidade de absorção do Círculo de Bananeiras, pode-se construir outro círculo e dividir a vazão entre os dois sistemas.

4.4 Fossa verde

A Fossa Verde (ou Bacia de Evapotranspiração - BET), é um sistema de esgotamento unifamiliar utilizado para o tratamento de águas residuárias do vaso sanitário. Esse sistema é composto por três partes: uma parte central para o recebimento e digestão inicial do efluente, uma camada filtrante, e uma área destinada à plantação de bananeiras, também conhecida como tanque de evapotranspiração, ecofossa, fossa bioséptica, biorremediação vegetal, fossa de bananeira ou canteiro biosséptico. Faz-se a escavação de um reservatório tipo caixa, que é enterrado e impermeabilizado, podendo ser feito de concreto, alvenaria ou mantas/lonas de PVC. O esgoto entra através de um tubo de 100 mm e é despejado dentro da câmara central no fundo da caixa, onde ocorre a sedimentação dos sólidos e o início da digestão do esgoto.

Na câmara central, o esgoto passa pelas camadas filtrantes, que geralmente são

compostas por entulho, brita ou areia, materiais onde se desenvolvem micro-organismos que degradam o esgoto anaerobiamente. Acima da camada filtrante, são plantadas bananeiras, taiobas e lírios-do-brejo, que utilizam os nutrientes presentes no esgoto. Para inspeção e remoção de lodo, é necessário instalar tubos de 100 mm até a câmara central, permitindo a manutenção por caminhão limpa-fossa, embora isso ocorra raramente. A utilização de materiais como pneus velhos e tijolos furados também é comum na construção da camada filtrante.

4.5 Vala de filtração e filtro de areia

A Vala de Filtração e o Filtro de Areia são tecnologias aplicadas em sistemas de esgotamento doméstico unifamiliares ou semicoletivos, destinados ao tratamento de esgoto pré-tratado, geralmente após passar por um tanque séptico. Essas valas consistem em uma camada superior de areia, com camadas de outros materiais filtrantes abaixo que possuem partículas de maior granulometria (brita e seixos rolados). O tratamento do esgoto ocorre pela filtração das partículas e pela degradação do material orgânico por micro-organismos presentes na areia e nos materiais filtrantes. A profundidade da vala varia entre 1,20 m e 1,50 m, e a largura no fundo é de 0,50 m, com um tubo de 100 mm no fundo da vala.

A canalização receptora deve ser envolvida por uma camada de brita nº 1, com uma espessura não inferior a 0,50 m, e coberta com areia grossa ou material similar, formando o leito filtrante. Sobre essa camada de areia, deve ser assentada uma tubulação de drenagem com um tubo de 100 mm para distribuir o efluente do tanque séptico. O dimensionamento e os detalhes construtivos desse sistema de esgotamento doméstico são normatizados pelas NBR 11799/90 e NBR 13969/97. Após o tratamento adequado, a disposição final do esgoto deve ser feita de acordo com as características ambientais locais e a qualidade do esgoto tratado, observando a legislação ambiental.

4.6 Sistemas alagados construídos

Os Sistemas Alagados Construídos (SAC)² são utilizados para o tratamento de esgoto pré-tratado e águas cinzas, em configurações unifamiliares ou semicoletivas. Esses sistemas consistem em valas com paredes e fundos impermeabilizados, permitindo o alagamento das águas residuárias, com profundidade inferior a 1 m. As plantas aquáticas ou macrófitas atuam na remoção de poluentes e na fixação de microrganismos que degradam a matéria orgânica. O formato típico do SAC é retangular, escavado no solo, com paredes e fundos impermeabilizados (alvenaria ou mantas sintéticas).

O dimensionamento do SAC depende do volume diário de esgoto, sendo estimado em 2 m² por habitante, com uma profundidade de 0,60 m a 1 m. As plantas que compõem o sistema devem ser podadas periodicamente, pelo menos a cada seis meses, para garantir

² Também conhecidos como Zonas de Raízes ou *Wetlands* (do inglês: pântanos, zonas úmidas).

a eficiência do tratamento. O destino final do esgoto deve estar em conformidade com os limites estabelecidos pela legislação ambiental.

4.7 Reator anaeróbio de fluxo ascendente compacto

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA)³ Compacto é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo destinado ao tratamento de águas do vaso sanitário ou esgoto doméstico. As águas residuárias entram pela parte inferior do reator, percorrendo internamente a unidade até a saída no topo. Esse fluxo ascendente mantém o reator sempre cheio de esgoto. Em seu interior, forma-se um lodo com micro-organismos que decompõem a matéria orgânica sem a presença de oxigênio (degradação anaeróbia). No topo do reator, placas separam o líquido dos materiais sólidos e do biogás formado naturalmente.

O dimensionamento e o processo construtivo são normatizados pela NBR 12209/2011. A área necessária para a implementação desse sistema para uma família de cinco pessoas varia de 1,5 a 4 m², podendo ser construído com tubos plásticos, anéis de concreto, alvenaria ou qualquer outro material impermeável. Recomenda-se a limpeza interna anual do reator e a instalação de um sistema de ventilação nas tubulações.

4.8 Biodigestor

O Biodigestor é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo destinado ao tratamento de águas do vaso sanitário ou esgoto doméstico. Esse sistema é composto por uma câmara fechada onde ocorre a digestão anaeróbia da matéria orgânica e por um gasômetro que armazena o biogás produzido, que pode ser aproveitado como gás de cozinha. O modelo “chinês”, que é construído em alvenaria de tijolos e possui um gasômetro em forma de domo, é amplamente utilizado no Brasil.

A área necessária para a implementação de um biodigestor para uma família de cinco pessoas é de aproximadamente 5 m². O excesso de lodo do biodigestor deve ser removido a cada dois a quatro anos, através da caixa de compensação ou pela tampa da cúpula. Esse sistema trata eficientemente o esgoto doméstico e proporciona uma fonte sustentável de energia na forma de biogás, contribuindo para a redução do impacto ambiental e promovendo a sustentabilidade.

4.9 Reator anaeróbio compartimentado

O Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo utilizado para o tratamento de águas do vaso sanitário ou esgoto doméstico. Semelhante a um tanque séptico, possui várias câmaras dispostas em série,

³ O RAFA também é conhecido pela sigla *UASB* (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

o que melhora a eficiência do tratamento. Pode ser construído com diversos materiais impermeáveis, como anéis de concreto, alvenaria, tambores plásticos ou caixas d'água. A remoção do lodo acumulado no RAC deve ser realizada em intervalos de tempo definidos.

4.10 Vala de infiltração

A Vala de Infiltração é uma forma de esgotamento doméstico unifamiliar utilizada para o tratamento complementar de esgoto em solos com características que permitam a absorção do efluente proveniente de um tanque séptico. A percolação do líquido no solo facilita a mineralização do esgoto, evitando que ele se transforme em fonte de contaminação das águas subterrâneas e superficiais.

As valas são escavadas em terrenos com profundidade entre 0,60 m e 1,00 m, e largura mínima de 0,50 m e máxima de 1,00 m, devendo ser assentadas com tubos de drenagem de 100 mm de diâmetro. Para a disposição do efluente de um tanque séptico, recomenda-se a utilização de pelo menos duas valas de infiltração, com comprimento máximo de 30 m cada. O efluente, após a remoção da matéria orgânica, pode ser disposto no ambiente ou eventualmente reutilizado de maneira segura.

4.11 Biosistema integrado

O Biosistema Integrado (BSI) é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo destinado ao tratamento das águas do vaso sanitário ou esgoto doméstico, fundamentado nos princípios ecológicos de aproveitamento total do esgoto através de um ciclo de tratamento. O BSI começa com um biodigestor que pode receber todo o esgoto ou apenas as águas do vaso sanitário, onde ocorre a digestão anaeróbia do material orgânico, e o biogás gerado pode ser aproveitado para uso como combustível.

O lodo acumulado no biodigestor e no filtro anaeróbio deve ser removido periodicamente. Esse sistema promove um tratamento eficiente do esgoto doméstico, integrando a geração de biogás e a gestão sustentável dos resíduos, alinhando-se aos princípios ecológicos.

4.12 Fossa seca ou privada com fossa seca

A Fossa Seca é uma unidade de tratamento de dejetos humanos que não utiliza água para descarga, destinada a receber apenas excretas e papel higiênico. É uma alternativa ideal para locais com escassez hídrica ou sem serviço de abastecimento de água. Trata-se de um buraco escavado no solo, sobre o qual é construída uma casinha, e que pode ou não ser revestido. Geralmente tem uma abertura circular de 90 cm de diâmetro ou uma abertura quadrada com lados de 80 cm, com uma profundidade média de 2,5 m.

É recomendada a instalação de um tubo de ventilação para evitar o acúmulo de

gases no interior da fossa. Sua construção deve ser realizada longe de poços e nascentes, e em locais que não estejam sujeitos a enchentes ou enxurradas. Caso ocorra mau cheiro, recomenda-se cobrir os dejetos com cal, terra ou cinza. É importante que não haja presença de água no interior da fossa, e que o buraco permaneça tampado para evitar a entrada de moscas.

4.13 Fossa de fermentação

A Fossa de Fermentação é uma alternativa de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo destinada ao tratamento exclusivo de fezes e urina, que é composta por duas câmaras contíguas e independentes, que recebem os dejetos diretamente, sem a necessidade de descarga, funcionando de maneira semelhante à Privada de Fossa Seca. Essa fossa pode ser instalada em uma casinha externa, e as câmaras de fermentação podem ser construídas em alvenaria.

Uma das câmaras é utilizada até que sua capacidade seja esgotada, quando é isolada para permitir a mineralização do material. Durante esse período de mineralização, a segunda câmara é utilizada. Após a mineralização, o material pode ser retirado e a câmara reutilizada, garantindo um ciclo contínuo de uso e tratamento. Esse método é eficaz e sustentável, especialmente em áreas com escassez de água ou sem acesso a sistemas de esgotamento convencionais.

4.14 Tanque séptico

O Tanque Séptico é um sistema de esgotamento horizontal e contínuo, destinado ao tratamento local de águas de vaso sanitário ou esgoto doméstico em residências, pequenas fábricas e edificações na zona rural. Funciona separando sólidos leves e pesados, decompondo-os em meio anaeróbio. Essa unidade simples e não mecanizada é de operação fácil e de baixo custo, composta por uma câmara que armazena o esgoto por um determinado período, permitindo a sedimentação de materiais sólidos e a flutuação de óleos e gorduras. Os sólidos depositados no fundo formam um lodo que aloja microorganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

Sua construção pode utilizar anéis de concreto, tijolos ou qualquer material que garanta a impermeabilização das paredes e do fundo, com uma profundidade mínima de 1,50 m. O esgoto entra pela parte superior e fica retido de 12 a 24 horas, dependendo das características e do volume diário. Durante esse período, ocorre a sedimentação de até 70% das partículas em suspensão, formando o lodo. Os sólidos não sedimentáveis, como óleos e gorduras, ficam retidos na superfície do líquido, formando uma camada de espuma. Tanto o lodo quanto a espuma acumulados devem ser removidos e descartados adequadamente.

4.15 Banheiro seco compostável

O Banheiro Seco Compostável é uma estratégia popular de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo, destinada ao tratamento apenas de fezes e, em alguns casos, urina, sem a utilização de água para descarga. Os dejetos são confinados em uma câmara impermeabilizada localizada abaixo do assento de evacuação. Além das fezes, adiciona-se serragem a cada uso, proporcionando condições ideais para a compostagem. Esse sistema pode ser instalado em uma casinha externa ou no interior da residência, com a câmara construída em alvenaria ou com recipientes plásticos.

Quando a câmara estiver quase cheia, deve-se alternar para outro assento ou, no caso de utilização de bombonas ou baldes, fazer a substituição por um recipiente vazio. Esse método facilita o tratamento seguro dos dejetos humanos e contribui para a produção de composto orgânico.

4.16 Filtro anaeróbio

O Filtro Anaeróbio é um sistema de esgotamento unifamiliar ou semicoletivo destinado ao tratamento de esgoto doméstico pré-tratado, composto por uma câmara preenchida com material filtrante que promove a fixação de micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica dissolvida. É recomendável que esse filtro seja precedido por um tanque séptico, biodigestor ou reator anaeróbio para otimizar o processo. Ele pode ser construído com anéis de concreto (zimbras), alvenaria ou qualquer material impermeável que assegure a estanqueidade das paredes e do fundo. Existem também modelos pré-fabricados disponíveis no mercado.

A manutenção do filtro anaeróbio não tem uma frequência determinada, mas o excesso de lodo acumulado deve ser removido periodicamente através da tubulação de limpeza. Esse sistema é eficiente para a redução da carga orgânica do esgoto, contribuindo para a melhoria da qualidade do efluente final.

5 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Entendemos que as SBN com tecnologias para o esgotamento de forma individual e descentralizada em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas atendem, de maneira sustentável, às necessidades de saneamento e promovem benefícios ambientais, sociais e econômicos. A implementação dessas soluções contribui para a conservação ambiental ao minimizar a poluição do solo e dos corpos d'água, além de melhorar a qualidade de vida das comunidades através da criação de empregos locais, promoção da saúde pública e inclusão social. Portanto, as SBN se destacam como uma alternativa viável e sustentável para enfrentar os desafios do saneamento em contextos vulneráveis, alinhando-se às metas de desenvolvimento sustentável e à necessidade urgente de reduzir as desigualdades no

acesso aos serviços básicos de saneamento.

As soluções individuais e descentralizadas de tratamento de esgoto ganham cada vez mais destaque como respostas viáveis para superar a deficiência na prestação adequada de serviços de esgotamento em áreas rurais, favelas e comunidades urbanas. Essas soluções são essenciais diante dos desafios e abordagens emergentes na realidade brasileira, marcada pela precariedade desses serviços e pelas incertas perspectivas futuras. Integrando o conceito de Soluções Baseadas na Natureza (SBN), essas tecnologias utilizam processos naturais para proporcionar uma gestão sustentável e eficaz do esgoto, promovendo a conservação ambiental e a melhoria da infraestrutura de saneamento (Funasa, 2015; Tonetti *et al.*, 2018; Vieira, 2020).

No que se refere às vantagens financeiras e técnicas, destaca-se a importância de considerar as responsabilidades, as funcionalidades e as garantias técnicas. Portanto, eis algumas vantagens para a implementação dessas soluções para os sistemas individuais e descentralizados de tratamento de esgoto doméstico, segundo Funasa, 2015; Tonetti *et al.*, 2018; Vieira, 2020:

- 1) custo reduzido, devido à operacionalidade simples e à conformidade com os atuais padrões de mercado;
- 2) oferta de produtos, ferramentas e materiais, com diversas alternativas, o que reduz os gastos relacionados a recursos e à mão de obra;
- 3) consumo energético reduzido, acompanhado de baixos custos para a manutenção, sem encargos pelo tratamento e outros procedimentos;
- 4) certos sistemas geram subprodutos que têm potencial de reutilização, como fertilizantes e itens proveitosos em diferentes contextos, que podem ser aproveitados em projetos de engenharia;
- 5) evita a necessidade de construir um sistema convencional de esgotamento que, frequentemente, se torna inviável devido à exigência de investimentos substanciais e ao uso de técnicas com custos elevados;
- 6) não requer a contratação de trabalhadores altamente especializados.

As vantagens humanas, sociais e ambientais das soluções de tratamento de esgotos individuais e descentralizadas representam um diferencial qualitativo importante e desempenham um papel extremamente vital. Isso ocorre mesmo quando comparadas com os aspectos técnicos e econômicos, que tradicionalmente têm recebido maior destaque. Funasa (2015), Tonetti *et al.* (2018) e Vieira (2020) apresentam as seguintes vantagens e respectivos processos, que podem ser identificados como os mais significativos:

- 1) criação de empregos e oportunidades de renda ao recrutar trabalhadores locais, o que gera um impacto na economia e no tecido social, proporcionando empregos diretos e indiretos, de curto e longo prazos;
- 2) surgimento orgânico de necessidades, empregos e ocupações, que decorrem da

ampliação do projeto e da criatividade e das ações das pessoas envolvidas direta ou indiretamente. Isso abrange desde os processos intelectuais de planejamento, de implementação, de operação e de manutenção, até a identificação e o atendimento de novas exigências que possam surgir;

3) contribuição para a substancial melhoria da saúde e qualidade de vida, o que desencadeia impactos positivos na conservação do meio ambiente e na ênfase na valorização da vida e do bem-estar coletivo;

4) esses sistemas individuais de esgotamento doméstico são bem recebidos nas comunidades devido a sua conformidade com os hábitos e cultura locais, pois levam em consideração elementos culturais e ecológicos;

5) baixo consumo de energia, já que as tecnologias mais suaves e renováveis causam menos impacto no ecossistema e têm a capacidade de serem sustentáveis por um período mais longo;

6) redução significativa na poluição do solo e dos corpos d'água, o que impacta a saúde, o bem-estar e a qualidade de vida das comunidades.

6 | CONCLUSÃO

Podemos concluir que as alternativas de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) para o esgotamento sanitário, com foco em sistemas individuais descentralizados, atendem, de maneira sustentável, às necessidades de saneamento, promovendo benefícios ambientais, sociais e econômicos em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas. Essas soluções individuais e descentralizadas emergem como uma resposta viável para enfrentar as lacunas nos serviços de esgotamento sanitário em comunidades desfavorecidas. Ressalta-se, no entanto, a importância do apoio de políticas públicas para a implementação eficaz dessas soluções.

Em termos financeiros e técnicos, as SBN oferecem várias vantagens significativas, incluindo baixo custo de implantação, eficiência energética e a possibilidade de produção de subprodutos reutilizáveis. Em alguns casos, essas soluções dispensam a construção de sistemas de esgotamento convencionais, promovendo a criação de empregos locais e contribuindo para a melhoria da saúde e qualidade de vida das comunidades. Social e ambientalmente, as SBN se destacam pela criação de empregos, melhoria da saúde pública, redução da poluição e promoção da inclusão social, o que contribui para a conservação ambiental ao minimizar a poluição do solo e dos corpos d'água.

A obtenção de dados precisos e atualizados sobre a implementação e eficácia das SBN no saneamento básico foi o maior desafio para esta pesquisa, devido à escassez de estudos empíricos específicos. Essas dificuldades ressaltam a necessidade de um esforço contínuo e colaborativo entre pesquisadores, autoridades públicas e comunidades locais para superar os desafios e promover a adoção de soluções sustentáveis de saneamento.

Este trabalho, diante do exposto, contribui para a compreensão da relevância dessas alternativas na promoção da saúde, mitigação das desigualdades sociais e saneamento de forma sustentável. Sugerimos que estudos futuros explorem a eficácia de diferentes tipos de SBN em diversas regiões climáticas, avaliem o impacto dessas soluções na saúde pública e investiguem modelos de financiamento e políticas públicas que incentivem a adoção dessas práticas. Este estudo também destaca a importância de priorizar o tratamento adequado do esgoto como uma medida eficiente de saneamento e como uma estratégia para enfrentar as desigualdades sociais e ambientais. A implementação de soluções individuais e descentralizadas de tratamento de esgoto emerge, portanto, como uma abordagem relevante para enfrentar essa complexa questão, promovendo benefícios tangíveis para os indivíduos e para o meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi conduzido com o respaldo generoso proporcionado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), uma instituição que merece toda a estima da sociedade brasileira, identificada pelo Código de Financiamento 001. Expressamos gratidão ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PPGPLUR) da Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP), cujo compromisso excepcional em pesquisa na área de Planejamento Urbano e Regional perdura há mais de três décadas.

REFERÊNCIAS

- CGEE - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Inovação para cidades sustentáveis: Soluções Baseadas na Natureza**. Brasília: CGEE, 2020. p. 22. Disponível em: https://www.cgEE.org.br/documents/10195/7925407/CGEE_OICS_Sol_bas_nat.pdf/67146d75-e82a-4abe-8d5f-1ccb54638a3?version=1.3. Acesso em: 10 jul. 2024.
- EMBRAPA Instrumentação. **Saneamento básico para a zona rural: fossa séptica biodigestora**. São Carlos: EMBRAPA, 2002.
- ESTRELA, Carlos. **Metodologia Científica: ciência, ensino, pesquisa**. São Paulo: Artes Médicas, 2018.
- FRAGA, Razia Gomes. **Soluções baseadas na natureza: elementos para a tradução do conceito às políticas públicas brasileiras**. 2020. 173 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020.
- FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Departamento de Saneamento, Manual de Saneamento**, 4. ed. Brasília: Funasa, 2015.
- HARVEY, David. **A produção capitalista do espaço**. São Paulo: Annablume, 2005, p. 171.
- HARVEY, David. **Cidades Rebeldes: do Direito à Cidade à Revolução Urbana**. São Paulo: Martins Fontes, 2014, p. 63.

HELLER, Léo. **Os direitos humanos à água e ao saneamento**. SciELO-Editora FIOCRUZ, 2022.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Pesquisa Saneamento Básico em Áreas Irregulares**: relatório Brasil. São Paulo: INSTITUTO TRATA BRASIL, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Aglomerados Subnormais**: resultados preliminares, base gráfica e tabular. 2020. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/tipologias-do-territorio/15788-aglomerados-subnormais.html?=&t=acesso-ao-produto&utm_source=covid19&utm_medium=hotsite&utm_campaign=covid_19. Acesso em: 6 jun. 2024.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2022. 26 abr. 2024**. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/39237-censo-2022-rede-de-esgoto-alcanca-62-5-da-populacao-mas-desigualdades-regionais-e-por-cor-e-raca-persistem>. Acesso em: 11 mar. 2024.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Coordenação de Geografia. 2024**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv102062.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2024.

MARCONI, Marina de Andrade; LAKATOS, Eva Maria. **Fundamentos de Metodologia Científica**. São Paulo: Atlas, 2021.

MARICATO, Ermínia. **Para entender a crise urbana**. São Paulo: Expressão Popular, 2015.

MDR – Ministério do Desenvolvimento Regional. SNIS. **Diagnóstico Temático: Gestão Técnica de Esgoto**. 2022. Brasília. Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-d-snis/diagnosticos/diagnosticos_snis. Acesso em: 16 ago. 2023.

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: Editora Blucher, 2021.

PHILIPPI JR., Arlindo; MALHEIROS, Tadeu Fabrício. Saneamento e saúde pública: integrando homem e meio ambiente. In: PHILIPPI JR., Arlindo. **Saneamento saúde e ambiente**: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri: Manole, 2005.

SINGER, Paul. Urbanização e desenvolvimento: o caso de São Paulo. **IN: Economia Política da Urbanização**. Ed. Brasiliense, São Paulo, 1985.

TONETTI, Adriano Luiz *et al.* **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas**: referencial para a escolha de soluções. Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018. Disponível em: <https://www.fecfau.unicamp.br/~saneamentorural/wp-content/uploads/2018/11/Livro-Tratamento-de-Esgotos-Dom%C3%A9sticos-em-Comunidades-Isoladas-ilovepdf-compressed.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2024.

UICN – União Internacional para a Conservação da Natureza. *Programa de la UICN 2017-2020 Aprobado por el Congreso Mundial de la Naturaleza septiembre de 2016*. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/WCC-6th-001-Es.pdf>. Acesso em: 2 jul. 2024.

UICN – União Internacional para a Conservação da Natureza. *Estándar Global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza: Un marco sencillo para la verificación, diseño y ampliación del uso de las Sbn*. 2020a. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2020-020-Es.pdf>. Acesso em: 6 jul. 2024.

UICN – União Internacional para a Conservação da Natureza. *Orientación para usar el Estándar Global de la UICN para soluciones basadas en la naturaleza acompaña el Estándar Global para proporcionar el fundamento científico y la orientación de los usuarios*. 2020b. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2020-021-Es.pdf>. Acesso em: 6 jul. 2024.

VIEIRA, José Moacir de Sousa. **Desafios da universalização dos serviços de esgotamento sanitário nos assentamentos precários de São José dos Campos-SP**. 2023. 130 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional) – Universidade do Vale do Paraíba, São José dos Campos, 2023. Disponível em: <https://repositorio.univap.br/items/f032cf6d-4dd4-404f-8414-a8c379a95ce7/full>. Acesso em: 9 jul. 2024.

VIEIRA, José Moacir de Sousa. **Alternativas para o Sistema de Esgotamento Doméstico de Assentamentos Irregulares em Locais de Difícil Implantação de Sistema Convencional em uma Perspectiva Humana e Sustentável**. 2020. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale do Paraíba, São José dos Campos, 2020.

VIEIRA, José Moacir de Sousa; VALÉRIO FILHO, Mário; MENDES, Rodolfo Moreda. A precariedade dos serviços de esgotamento sanitário nos aglomerados subnormais do estado de São Paulo: uma chaga de difícil tratamento. **RDE-Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 1, n. 1, 2024. Disponível em: <https://revistas.unifacs.br/index.php/rde/article/view/8775>. Acesso em: 8 jul. 2024.

VILLAÇA, Flávio. Segregação urbana e desigualdade. **Estudos Avançados**, v. 25, n. 71, p. 37-72, 2011.

VILLAÇA, Flávio. **Reflexões sobre as cidades brasileiras**. São Paulo: Studio Nobel, 2012, p. 70.

VILLANOVA, L. B. **ÁREAS VERDES COMO INFRAESTRUTURA VERDE EM SÃO JOSÉ DOS CAMPOS-SP**. 2022. 187 f. Dissertação de mestrado (Pós-graduação em Planejamento e Gestão do Território), Universidade Federal do ABC, São Bernardo do Campo, 2022.

ANÁLISE DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA EM ASSENTAMENTOS PRECÁRIOS: ESTUDO DE CASO NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB

Data de submissão: 09/09/2024

Data de aceite: 01/10/2024

Cézar Victor Alves de Lima

Universidade Estadual da Paraíba
Campina Grande – Paraíba
<http://lattes.cnpq.br/7928906717882129>

Igor de Souza Ogata

Universidade Estadual da Paraíba
Campina Grande – Paraíba
<http://lattes.cnpq.br/6535440338522806>

Maria José de Sousa Cordão

Universidade Estadual da Paraíba
Campina Grande – Paraíba
<http://lattes.cnpq.br/8330344277109061>

Rui de Oliveira

Universidade Estadual da Paraíba
Campina Grande – Paraíba
<http://lattes.cnpq.br/0621382505832223>

Ruth Silveira do Nascimento

Universidade Estadual da Paraíba
Campina Grande – Paraíba
<http://lattes.cnpq.br/8177778861197791>

RESUMO: O processo de urbanização, quando desvinculado do planejamento da ocupação e uso do solo e associado ao processo desigual de produção do espaço urbano, resulta no crescimento de assentamentos precários com déficits

de infraestrutura, incluindo drenagem e serviços sociais insuficientes. Os déficits de infraestrutura em assentamentos precários, quando associados a eventos hidrológicos de alta intensidade, aumenta a susceptibilidade a inundações em comparação às demais áreas da cidade. Diante disso, este trabalho de pesquisa objetivou realizar um diagnóstico qualitativo dos elementos de drenagem urbana nos bairros do Pedregal e Ramadinha no município de Campina Grande – PB, através da utilização de *softwares*, visitas *in loco* e aplicação de questionários, os quais permitiram avaliar de maneira integrada os impactos socioambientais ocasionados pela ineficiência da drenagem urbana. Foi observado que, embora programas públicos de investimentos já tenham sido desenvolvidos nestes bairros, ainda há a necessidade de intervenções de elementos estruturais e não estruturais no sistema de drenagem urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Drenagem urbana. Percepção social. Assentamentos precários.

ANALYSIS OF URBAN DRAINAGE SYSTEMS IN INFORMAL SETTLEMENTS: A CASE STUDY IN THE CITY OF CAMPINA GRANDE – PB

ABSTRACT: The urbanization process, when disconnected from land occupation and use planning and associated with the unequal production of urban space, results in the growth of informal settlements with infrastructure deficits, including insufficient drainage and social services. Infrastructure deficits in informal settlements, when combined with high-intensity hydrological events, increase susceptibility to flooding compared to other areas of the city. In this context, this research aimed to conduct a qualitative diagnosis of urban drainage elements in the neighborhoods of Pedregal and Ramadinha in the city of Campina Grande – PB, through the use of software, on-site visits, and questionnaires, which allowed for an integrated assessment of the socio-environmental impacts caused by the inefficiency of urban drainage systems. It was observed that, although public investment programs have been implemented in these neighborhoods, there is still a need for structural and non-structural interventions in the urban drainage system.

KEYWORDS: Urban drainage. Social perception. Precarious settlements.

INTRODUÇÃO

O sistema de drenagem urbana de uma cidade é implementado de maneira desigual, o que gera efeitos específicos de acordo com o contexto socioeconômico local. Embora seja um problema global, os extremos climáticos atingem com maior força a qualidade de vida dos assentamentos precários (Walters; Lyons, 2023), em virtude dos padrões informais de construção e da falta de acesso à infraestrutura e serviços.

O Guia para o Mapeamento e Caracterização de Assentamentos Precários, do Ministério das Cidades, define assentamentos precários como “conjunto de assentamentos urbanos ocupados por moradores de baixa renda, incluindo cortiços, loteamentos irregulares de periferia, favelas e conjuntos habitacionais degradados”. Em outras palavras, os assentamentos precários são porções do território urbano com dimensões e tipologias variadas; com áreas predominantemente residenciais, habitadas por famílias de baixa renda; com moradias precárias, caracterizadas por irregularidade fundiária, ausência de infraestrutura de saneamento ambiental, localização em áreas mal servidas por sistema de transporte e equipamentos sociais; e com terrenos sujeitos a risco (Brasil, 2010).

Esses assentamentos se originam historicamente em razão de diversas estratégias utilizadas pela população de baixa renda para viabilizar, de modo autônomo, soluções para suas necessidades habitacionais, diante da insuficiência e inadequação das iniciativas estatais dirigidas à questão, bem como da incompatibilidade entre o nível de renda da maioria dos trabalhadores e o preço das unidades residenciais produzidas pelo mercado imobiliário formal (Brasil, 2010).

De acordo com as Nações Unidas, pelo menos 1 bilhão de pessoas moram em assentamentos precários em todo o mundo (UN, 2018), sujeitas a diferentes desastres ambientais. No Brasil, conforme dados do IBGE (2010b), cerca de 41,4% da população

urbana vivem em assentamentos precários, informais ou em domicílios inadequados. Já na Paraíba, a realidade não destoa da média nacional, apresentando uma proporção de 49,6% da população urbana (IBGE, 2010b).

Conforme Lima (2018), as características habitacionais dos assentamentos precários – ausência de infraestrutura, ausência de regulação do uso do solo e a ocupação de áreas de várzeas – aumentam sua vulnerabilidade às inundações e a outros desastres ambientais. Isso ocorre porque, segundo Tucci (2008), a impermeabilização do solo e a eliminação da vegetação, resultante do processo de urbanização desses assentamentos, alteram as condições naturais de infiltração, diminuindo o atrito da água com o solo, aumentando a velocidade de escoamento, acrescentando o volume de água a ser escoado superficialmente e reduzindo o tempo que a água permanece na bacia.

A gestão das águas pluviais compreende desde o monitoramento de chuvas ao correto destino das águas precipitadas (Costa; Lucena, 2017), todavia, observa-se que essa gestão, na maior parte dos municípios brasileiros, é negligenciada, dada a ausência de um plano específico, incluindo principalmente investimentos, para o componente da drenagem, diferentemente dos demais componentes do saneamento básico, mesmo após a edição de dispositivos legais para a universalização do saneamento (Lei Federal 11.445/2007) e suas atualizações (Lei Federal 14.026/2020). Como resultado, os assentamentos precários sofrem os impactos dessa negligência de forma mais intensa, devido à precariedade existente e à falta de investimentos.

Apesar da expansão do acesso a serviços de esgotamento sanitário e obras de micro e macrodrenagem decorrentes da intervenção de urbanização do Programa de Aceleração do Crescimento - Urbanização de Assentamentos Precários (PAC-UAP), ainda é necessário compreender a percepção e o comportamento social dos residentes (Santos, 2021) para subsidiar intervenções mais abrangentes e integradas, considerando os aspectos ambientais, urbanísticos e sociais.

Este estudo tem como objetivo principal realizar um diagnóstico do sistema de drenagem urbana dos bairros do Pedregal e Ramadinha na cidade de Campina Grande – PB, avaliando de maneira integrada os impactos socioambientais ocasionados pela ineficiência da drenagem urbana através da utilização de *softwares*, visitas *in loco* e da aplicação de questionários, os quais permitiram entender a percepção social quanto à problemática em questão.

METODOLOGIA

Área de estudo

A área para este estudo está inserida em Campina Grande-PB, segunda maior cidade do estado da Paraíba e sede do município homônimo localizado na Mesorregião do Agreste, a 120 km da capital João Pessoa. A cidade tem sua posição geográfica

determinada pelo paralelo 7°13'50" de latitude sul em sua interseção com o meridiano de 35°52'52" de longitude oeste, altitude média de 551 m e população urbana de 385.213 habitantes segundo o Censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010a). O clima do município é caracterizado como tropical com estação seca, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 23,3°C e pluviosidade média anual de 764,3 mm (AESAs, 2023).

No município de Campina Grande-PB, muitos dos problemas urbanos são causados pela ineficiência do sistema de drenagem, embora estes problemas não sejam exclusivos das áreas periféricas da cidade, estes bairros, na maioria das vezes, sofrem ainda mais com os problemas de inundações, justamente por serem menos saneados e não possuírem estruturas de micro e macrodrenagem condizentes com as necessidades locais (Fragoso *et al.*, 2016). Diante disso, foram escolhidos como objetos de estudo os bairros do Pedregal e Ramadinha, localizados na zona oeste da cidade, por serem áreas fragilizadas, caracterizadas como assentamentos precários, ocupados por moradores, em sua maioria, de baixa renda, além de possuírem em toda a sua extensão loteamentos irregulares e habitações degradadas e precárias caracterizadas por tipologias variadas. Além disso, estes bairros são marcados pelas altas densidades populacionais e intensa ocupação do solo que, aliada à ausência de infraestrutura de saneamento ambiental, ocasionada pela ocupação irregular que se deu ao longo do tempo de forma individual, acarreta susceptibilidade a inundações.

De acordo com o Plano Diretor Municipal de Campina Grande (Lei nº 003/2006), os bairros do Pedregal e Ramadinha localizam-se na Zona de Recuperação Urbana, sendo uma área predominantemente residencial, com carência de infraestrutura e equipamentos públicos, e incidência de loteamentos irregulares e núcleos habitacionais de baixa renda.

O bairro do Pedregal (Figura 1) localizado pelas coordenadas 07°13'23" de latitude sul e 35°54'27,78" de longitude oeste, compreende uma população de 8.446 habitantes, distribuída em uma área de aproximadamente 338.029 m² com um perímetro de 2.675 m (IBGE, 2010a). Este bairro costuma ser negligenciado pela gestão pública municipal, além de que existe uma crença popular que o bairro é uma área apenas de insegurança e criminalidade. Destaca-se na paisagem pela morfologia sinuosa, com ruas estreitas, calçadas irregulares, poucos espaços públicos livres para atividades diversas e pela existência de um córrego que atravessa todo o bairro.

Por sua vez, o bairro da Ramadinha (Figura 1) tem sua posição geográfica determinada pelo paralelo 07°13'07" de latitude sul em sua interseção com o meridiano de 35°55'38.79" de longitude oeste, compreende uma população de 2.170 habitantes, distribuída em uma área de 460.402m² com um perímetro de 3.057m (IBGE, 2010a). Embora se observe uma predominância de lotes de caráter residencial, bem como grandes áreas concentradas de áreas livres ainda não edificadas, este bairro caracteriza-se pela alta vulnerabilidade socioeconômica de seus moradores, sendo a renda média familiar,

majoritariamente, de menos de dois salários-mínimos (IBGE, 2010a). Vale destacar que este bairro foi beneficiado, no ano de 2007, com obras de infraestrutura urbana através do Programa de Aceleração do Crescimento – Urbanização de Assentamentos Precários (PAC-UAP) (Intervenção da Região Bodocongó), programa federal do Ministério das Cidades, abrangendo obras de micro e macrodrenagem e a urbanização do canal da Ramadinha.

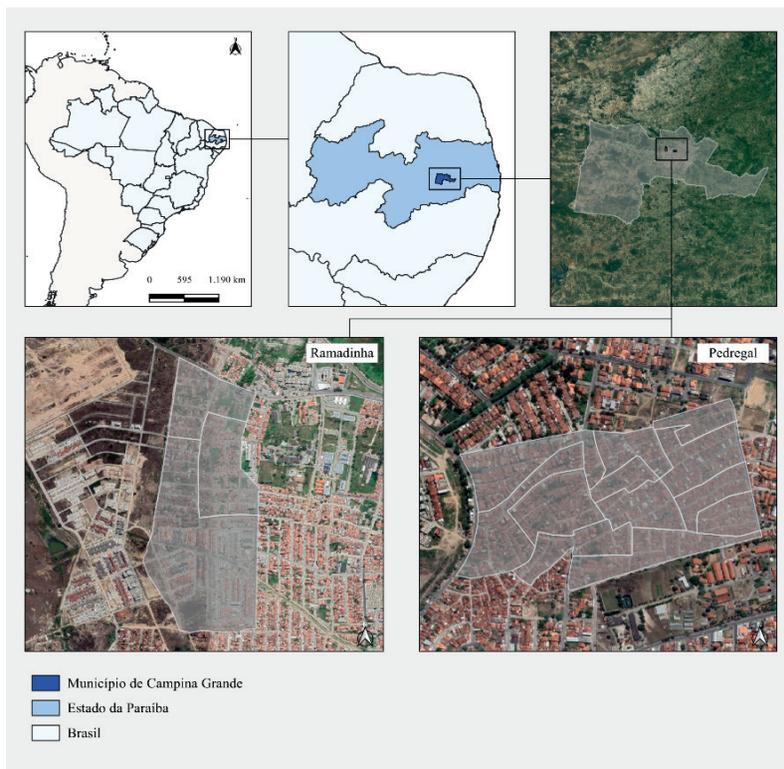


Figura 1 – Delimitações dos bairros Pedregal e Ramadinha

Fonte: Autoria própria.

Levantamento de informações geográficas e identificação de pontos conflitantes

Com o objetivo de realizar uma investigação inicial de locais críticos a problemas de drenagem urbana foram verificadas as inclinações do terreno e possíveis pontos de interesse por meio do *software* Google Earth Pro (versão 7.3.3.7786) com auxílio do *Street view*.

Posteriormente, foram realizadas as visitas *in loco* para a detecção de indicadores locais que pudessem validar a existência de problemas de drenagem e, conseqüentemente, a demarcação dos pontos de interesses e o traçado dos perfis de elevação (PE) a partir dos *softwares* QGIS (versão 3.30.2-'s-Hertogenbosch) e do Google Earth Pro, respectivamente.

Em relação a detecção de indicadores locais, esta etapa levou em consideração situações conflitantes como a inexistência de bocas coletoras, inexistência de bocas coletoras em microárea com risco de alagamento, inexistência de bocas coletoras em cruzamentos com elevada circulação de pessoas, bocas coletoras sem condições de uso, inexistência de sarjetas, sarjetas sem condições de uso e existência e condições operacionais da macrodrenagem.

A análise dos perfis de elevação permitiu a confirmação de pontos de alagamento devido à presença de indicadores que evidenciaram funcionamento inadequado ou inexistência de infraestrutura, além de oferecer condições para avaliar as inclinações dos trechos que, por sua vez, estão associadas com a velocidade da água das precipitações no sentido principal do escoamento.

Percepção social dos residentes

Uma das maneiras de se conhecer a qualidade dos serviços públicos é mediante o emprego da pesquisa da percepção social, tendo em vista que a população possui papel fundamental na avaliação dos serviços públicos implantados e na busca por melhorias do ambiente urbano, uma vez que é a usuária e vivencia as possíveis limitações e deficiências nas intervenções urbanísticas (Santos, 2021). A partir dessa pesquisa, é possível avaliar se o usuário está satisfeito com os serviços e identificar os problemas proeminentes, a fim de compreender sobre as melhores estratégias para solucioná-los.

Diante disso, as perguntas que integraram o roteiro de entrevistas foram elaboradas de modo que permitissem coletar as informações necessárias para a análise dos impactos socioambientais ocasionados pela ineficiência da drenagem urbana, bem como avaliar a conscientização ambiental dos moradores, uma vez que há dificuldade no acesso aos serviços públicos de saneamento básico, como a coleta de resíduos sólidos e o esgotamento sanitário.

Em vista disso, foram aplicados os seguintes questionamentos que tinham como resposta apenas SIM, em caso afirmativo e NÃO, em caso negativo:

- i Você reconhece a importância da drenagem urbana?
- ii Em sua rua, você vê “lixo” na entrada das bocas coletoras, seja em período chuvoso ou não?
- iii Em sua residência, ou nas proximidades, ocorre algum problema a exemplo de alagamentos em períodos de chuvas?
- iv Existem pontos de lançamento de esgoto na sua, ou próximo da sua, residência?
- v Alguém da sua residência apresentou nos últimos meses sintomas ou confirmações de doenças provocadas pela falta de saneamento básico?

As informações populacionais dos bairros selecionados foram obtidas do Censo do

IBGE para o ano de 2010. O método estatístico da proporção populacional para população finita (Equação 1) foi utilizado para obtenção do tamanho amostral, com um nível de confiança de 90%.

$$n = \frac{\frac{z^2 \times p(1-p)}{e^2}}{1 + \left(\frac{z^2 \times p(1-p)}{e^2 \times N}\right)} \quad (1)$$

Para “z” que representa o valor crítico correspondente ao grau de confiança desejado (90%), adotou-se 1,65, para “e” que representa a margem de erro, adotou-se 0,1, para “p” que representa a proporção populacional de indivíduos, adotou-se 0,5 e para “N” que representa o tamanho da população adotou-se as informações do Censo do IBGE para o ano de 2010.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises foram realizadas individualmente para os bairros definidos anteriormente na área de estudo e os resultados estão descritos a seguir.

Bairro do Pedregal

A visita *in loco* da área de estudo diagnosticou 47 pontos que evidenciaram problemas relacionadas à infraestrutura de drenagem urbana, conforme representado na Figura 2.



Figura 2 - Identificação dos pontos de interesse para o Bairro Pedregal

Fonte: Autoria própria.

A partir da análise dos pontos de interesses, foi observado que, em 53,20% destes inexistiam bocas coletoras, em 14,90% destes inexistiam bocas coletoras em áreas com risco de alagamento, em 12,76% inexistiam bocas coletoras em cruzamentos com elevada circulação de pessoas e em 19,14% destes identificou-se bocas coletoras sem condições de uso (Figura 2). Além disso, pode-se observar que em algumas residências, localizadas nos pontos baixos das ruas, os moradores construíram barreiras nas portas como medida de proteção contra a entrada de água durante as fortes chuvas, conforme ilustrado na Figura 2.

A avaliação do relevo e da declividade da área foi obtida através de três perfis de elevação em sentido longitudinal ao escoamento e ortogonal à macrodrenagem, conforme a Figura 3.

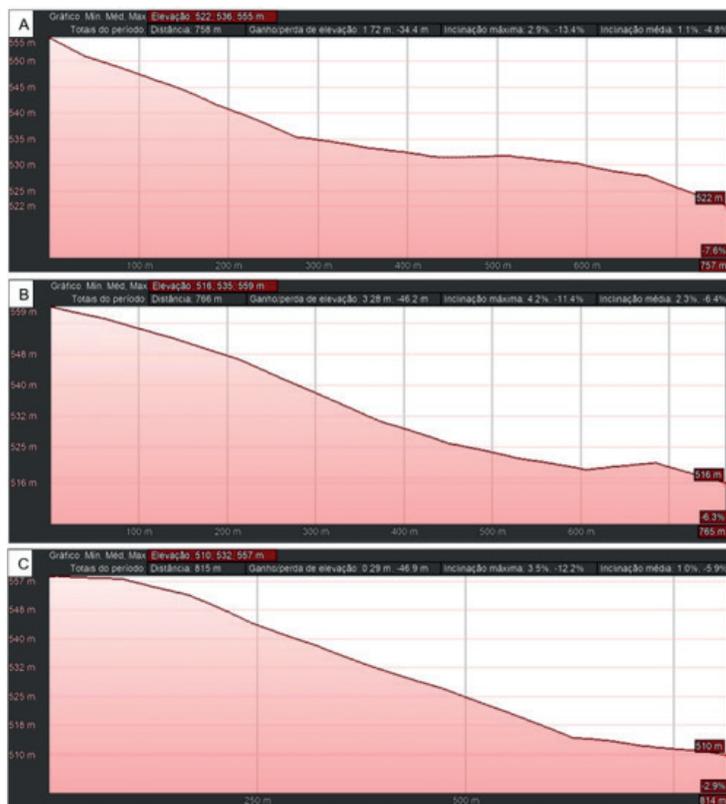


Figura 3 - Perfis de elevação no Bairro Pedregal.

Fonte: Autoria própria.

Através dos perfis de elevação, percebe-se que a inclinação do terreno varia entre -13,4 e 4,2%, configurando-o como terreno suavemente ondulado (EMBRAPA, 2006), logo, tem-se que quanto maior a inclinação do terreno menor será o tempo de percurso das águas que foram precipitadas, isso, em conjunto com os elevados níveis de impermeabilização

das vias, favorece a ocorrência de alagamentos ou inundações que, por sua vez, acarreta uma maior exigência de funcionamento dos sistemas de drenagem.

A percepção popular foi analisada a partir dos questionários aplicados para um tamanho amostral de 68 residentes do bairro e os resultados estão expostos na Figura 4.

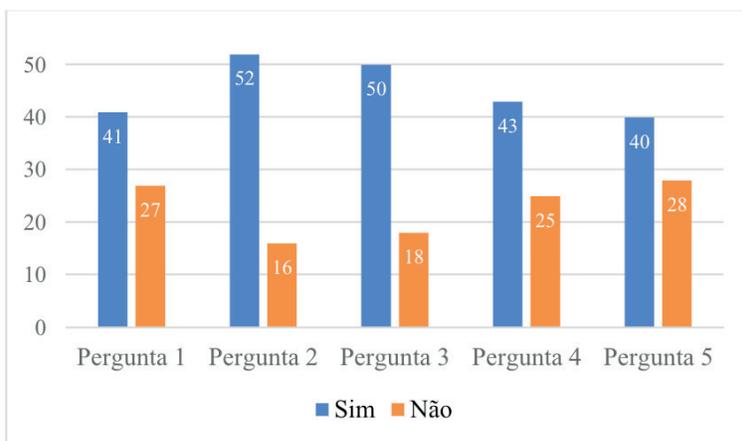


Figura 4 - Percepção popular sobre drenagem urbana no Bairro Pedregal.

Fonte: Autoria própria.

A maior parte dos entrevistados informou que reconhece a importância do sistema de drenagem urbana, logo, vê-se que mesmo havendo conscientização da população, a problemática maior baseia-se na inexistência ou defasagem das estruturas que compõem o sistema. Os resultados evidenciam a presença de resíduos sólidos no sistema de microdrenagem, o que pode sugerir uma interferência no sistema de drenagem em razão de um comportamento social de lançamento de “lixo” nas ruas ou de uma ineficiência na coleta de resíduos sólidos do bairro. Em maioria, 50 pessoas responderam “sim” para a pergunta 3, pois as pessoas convivem com situações de alagamento em períodos chuvosos, e isso pode se dar pelas obstruções do sistema de drenagem. Por fim, 40 dos entrevistados, já tiveram histórico de doenças causadas pela falta de saneamento básico (40 pessoas responderam “sim” para a pergunta 5). Isso pode ser confirmado pelas respostas obtidas na pergunta 4, onde 43 pessoas confirmaram que há pontos de lançamento de esgoto nas proximidades da sua residência.

Bairro da Ramadilha

Por sua vez, para o bairro da Ramadilha foram diagnosticados 72 pontos que mostraram problemas relacionados ao objetivo do estudo, a Figura 5 apresenta a distribuição dos mesmos.



Figura 5 - Identificação dos pontos de interesse para o Bairro Ramadinha.

Fonte: Autoria própria.

Diante da análise dos pontos de interesses, foi observado que, em 48,61% dos pontos identificados inexistiam bocas coletoras, em 22,22% inexistiam bocas coletoras em cruzamentos com elevada circulação de pessoas, em 18,06% destes inexistiam bocas coletoras em áreas com risco de alagamento e em 11,11% destes identificou-se bocas coletoras sem condições de uso (Figura 5).

De modo semelhante ao bairro anterior, pode-se observar a construção de barreiras como medida de proteção contra a entrada de água durante as fortes chuvas. Além disso, verificou-se em algumas ruas, erosão e sulcos no solo, ocasionadas por alagamentos e escoamento rápido das águas.

A avaliação do relevo e da declividade da área foi obtida através de três perfis de elevação em sentido longitudinal ao escoamento e ortogonal à macrodrenagem, conforme a Figura 6.

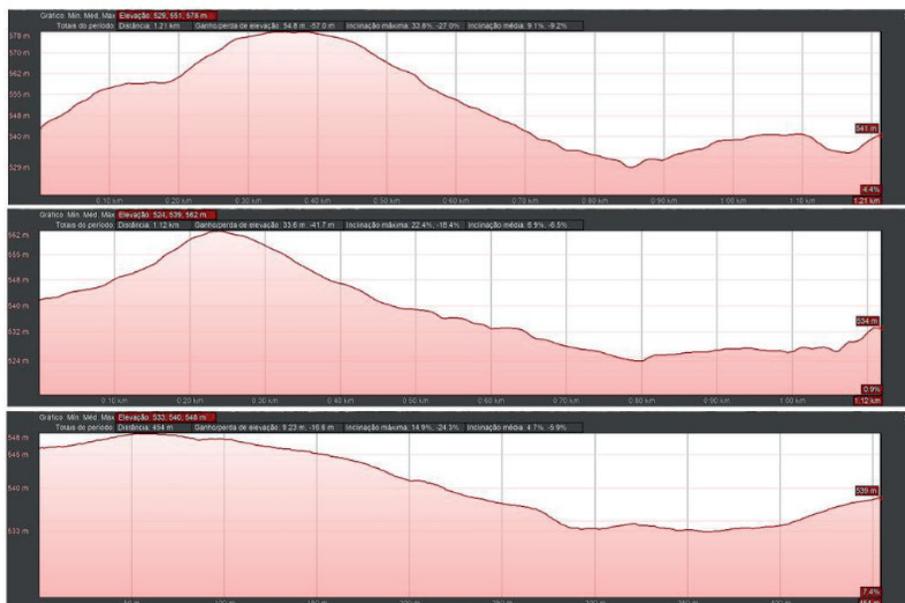


Figura 6 - Perfis de elevação no Bairro da Ramadinha.

Fonte: Autoria própria.

De acordo com os perfis de elevação, a inclinação do terreno para o bairro Ramadinha variou entre -27,0 e 33,8%, sendo o terreno ondulado (EMBRAPA, 2006). Para este bairro também se observa elevada tendência para impermeabilização das vias, o que pode aumentar a quantidade de água a ser drenada em curto intervalo de tempo, proporcionando saturação dos sistemas de drenagem.

De modo análogo ao bairro anterior, a percepção popular foi analisada a partir dos questionários aplicados para um tamanho amostral de 66 residentes do bairro e os resultados estão ilustrados na Figura 7.

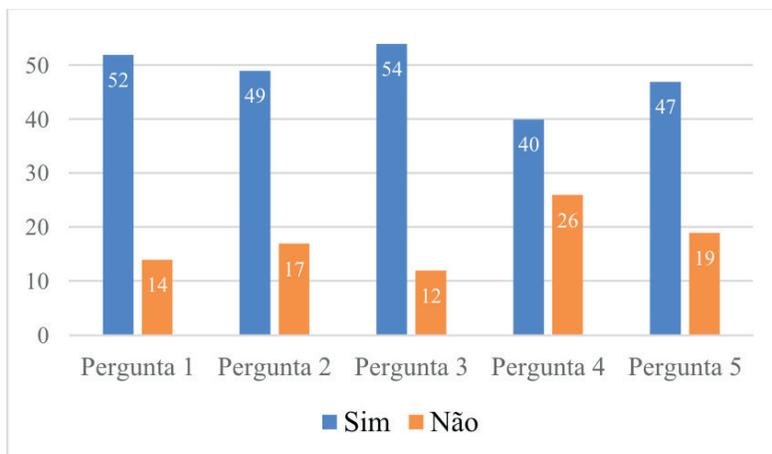


Figura 7 - Percepção popular sobre drenagem urbana no Bairro Pedregal.

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Figura 7 observa-se que a maior parte dos entrevistados informaram que reconhecem a importância do sistema de drenagem urbana, indicando que, mesmo havendo conscientização da população, a problemática maior baseia-se na inexistência ou defasagem das estruturas que compõem o sistema. Além disso, foi observado presença de resíduos sólidos no sistema de microdrenagem, o que ocasiona interferências no sistema de drenagem. Essa problemática, pode se dar em razão de um comportamento social de lançamento de “lixo” nas ruas, embora reconheçam a importância do sistema de drenagem, ou de uma ineficiência na coleta de resíduos sólidos do bairro. Em maioria, 54 pessoas responderam “sim” para a pergunta 3, evidenciando que as pessoas convivem com situações de alagamento em períodos chuvosos, e isso pode se dar pelas obstruções do sistema de drenagem. Por fim, 47 residentes informaram que já tiveram histórico de doenças causadas pela falta de saneamento básico (47 pessoas responderam “sim” para a pergunta 5). Isso pode ser confirmado pelas respostas obtidas na pergunta 4, onde 40 pessoas confirmaram que há pontos de lançamento de esgoto na sua residência ou nas proximidades.

Além disso, vale ressaltar que, segundo os moradores, durante as fortes chuvas há o extravasamento de poços de visita da rede de esgotamento. Este problema pode ser causado por ligações clandestinas entre a rede de águas pluviais e a rede de esgotos, o que, além de causar transtornos à população e ser causa de proliferação de doenças, está em desacordo com as normas de saneamento.

Diante do questionário aplicado, no segundo bairro a situação de precariedade do saneamento básico é mais elevada, pois a grande maioria dos entrevistados responderam “sim” para todas as questões e isso configura a necessidade de avaliação das medidas que

estão sendo implementadas pelas autoridades públicas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base na análise realizada para os dois bairros, notou-se que o sistema de drenagem, especialmente o sistema de microdrenagem, quando existente, encontra-se em elevadas condições de precariedade. Além disso, as situações identificadas durante a aplicação dos questionários explicitam a realidade das populações periféricas e o quanto estas estão expostas à riscos de inundações e risco de saúde, gerando efeitos nocivos à qualidade de vida dos residentes dos assentamentos precários.

Durante as visitas *in loco*, foi verificado que tais bairros apresentam carência no acesso aos serviços públicos de saneamento básico, como a coleta de resíduos sólidos e o esgotamento sanitário que, somadas à falha na conscientização ambiental dos moradores da comunidade e falta de ações de educação ambiental por parte do poder público, acarretam diversos problemas ambientais, como o despejo inapropriado de resíduos domésticos nas vias e áreas públicas e as ligações da rede de esgotamento aos canais de drenagem pluvial. Logo, além dos investimentos necessários com os elementos estruturais de drenagem – bocas coletoras e melhorias no sistema de macrodrenagem –, deve-se promover à conscientização ambiental, de modo que esta promova uma consciencialização efetiva sobre a importância da gestão das águas pluviais e dos problemas ocasionados pelo despejo irregular do esgotamento sanitário e dos resíduos sólidos em espaços urbanos vazios e nos canais da macrodrenagem.

Embora Campina Grande não possua um Plano Diretor de Drenagem, o Art.116 do Plano Diretor do município elenca alguns pontos como ações prioritárias ao manejo das águas pluviais e drenagem urbana. Todavia, as ações elencadas no plano, que auxiliariam na elaboração de projetos urbanísticos e de drenagem urbana integrados, precisam ser observadas nas intervenções que vêm sendo realizadas no município.

Apesar do planejamento urbano ser um instrumento fundamental no processo de uso e ocupação do solo, devendo este, levar em consideração as áreas de susceptibilidade e/ou vulnerabilidade, observa-se que, o crescimento urbano não é acompanhado de tais planejamentos e de políticas que garantam uma efetiva gestão das águas pluviais, conseqüentemente, as cidades crescem dissociadas de infraestruturas, sendo socialmente construídas sem a percepção dos agentes responsáveis.

REFERÊNCIAS

AESA. **Climatologia**. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/climatologia/>>. Acesso em: 10 de maio de 2023.

BRASIL. **Guia para o mapeamento e caracterização de assentamentos precários**. Brasília: Ministério das Cidades, 2010.

CAMPINA GRANDE. **Lei complementar nº 003, de 09 de outubro de 2006**. Promove a revisão do Plano Diretor do Município de Campina Grande, Prefeitura Municipal de Campina Grande, 2006.

COSTA, R. F.; LUCENA, M. V. G. M. Drenagem urbana – diagnóstico com ações de controle e limpeza - uma gestão de eficiência. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9., 2017, **São Paulo. Anais** [...]. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006, 306 p.

FRAGOSO, G. A.; SILVA, F. P.; SILVA, J. C. C.; ALVES, A. C. F. Diagnóstico do sistema de drenagem urbana da cidade de Belém, Pará: uma análise dos principais bairros da cidade. *In*: Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental, 14., 2016, Brasília. **Anais** [...]. São Paulo: Blucher, 2016.

IBGE. (2010a). **IBGE Cidades: Campina Grande**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campinagrande/panorama>. Acesso em: 10 de maio de 2023.

IBGE. (2010b) **Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/objetivo11/indicador1111>. Acesso em: 10 de maio de 2023.

LIMA, J. S. Q. **Desastres ambientais nos assentamentos precários da cidade de Fortaleza-Ceará-Brasil: Riscos derivados da integração entre vulnerabilidade social e ameaças naturais**. 2018. 220 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

SANTOS, B. L. F. **Avaliação integrada de intervenções em drenagem urbana em assentamentos precários: o caso da bacia da Ramadinha em Campina Grande/PB**. 2021. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

UN. United Nations. **Department of Economic and Social Affairs Statistics**. United Nations. Disponível em: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2021/goal-11/>. Acesso em: 10 de maio de 2023.

WALTERS, P.; LYONS, K. As vozes ausentes dos pobres urbanos na pesquisa climática e na elaboração de políticas. **Diálogos Socioambientais**, v. 16, n. 6, p. 30-37, 2023.

THE ROLE OF PARTIAL SATURATION IN VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS (VFCW): MECHANISMS, TREATMENT PERFORMANCE AND FUTURE PERSPECTIVES

Data de submissão: 06/09/2024

Data de aceite: 01/10/2024

Gabriela Anzanello

Universidade Federal de Santa Maria
campus Frederico Westphalen
Frederico Westphalen – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/1142868253941028>

Bryan Brummelhaus de Menezes

Universidade Federal de Santa Maria
campus Frederico Westphalen
Frederico Westphalen – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/4005723344102461>

Mateus Piovesan

Universidade Federal de Santa Maria
campus Frederico Westphalen
Frederico Westphalen – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/3044687625032330>

Raphael Corrêa Medeiros

Universidade Federal de Santa Maria
campus Frederico Westphalen
Frederico Westphalen – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/2977594460581447>

Samara Terezinha Decezaro

Universidade Federal de Santa Maria
campus Frederico Westphalen
Frederico Westphalen – Rio Grande do Sul
<http://lattes.cnpq.br/4958707293395412>

ABSTRACT: Vertical flow constructed wetlands (VFCW) are a nature-based solution used to treat a variety of effluents, with a primary focus on the removal of organic matter and nutrients. Several operational modifications and strategies in VFCW have been studied to optimize treatment performance, including partial saturation of the support media. Partial saturation is a key factor for system performance, influencing microbial activity, oxygen availability, and pollutant removal, among other factors. This strategy creates environments with different oxygenation levels, which allow the development of different microorganisms that aid in removal and degradation of pollutants. Partial saturation allows for both aerobic and anaerobic zones within the same unit, leading to more complete treatment and reducing area required. This article presents, in a clear and succinct manner, the aspects involved in the partial saturation of VFCW systems, its mechanisms and impacts on treatment, as well as results from worldwide studies and future perspectives.

KEYWORDS: Vertical Flow Constructed Wetlands; Partial Saturation; Nature-based Solutions; Wastewater Treatment Optimization; Nutrient Removal.

1 | INTRODUCTION

Constructed Wetlands (WC) are nature-based solutions that have been used for years to treat various types of effluents (VYMAZA, 2022). Among the WC types, Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCW) stand out for their high efficiency in removing organic matter and pollutants. These systems involve the passage of wastewater through a porous medium (e.g. sand or gravel), which supports the growth of plants and the development of microbial communities essential for pollutant removal (SIRIWARDHANA et al., 2023).

With the advancement of technology, several construction and operational strategies have been developed to improve the performance and efficiency of pollutant removal. One of the strategies that has been gaining considerable attention is the partial saturation of the support medium. Nevertheless, any change in design and/or operational parameters of VFCWs, including the saturation level, can significantly influence their efficiency in treating wastewater (VIVEROS et al., 2022).

The saturation level refers to the height that wastewater occupies inside the VFCW, that is, the level at which the porous spaces within the medium are filled with liquid (VERA-PUERTO et al., 2021). This parameter plays a crucial role in determining the aerobic and anaerobic conditions within the unit, which, in turn, affect microbial activity, oxygen transfer, and the overall treatment performance (LIU et al., 2018; SAEED; HAQUE; KHAN, 2019; SAEED; SUN, 2017). Maintaining an optimal saturation level is essential to achieve high rates of organic matter degradation and nutrient removal, particularly nitrogen compounds. However, achieving an ideal saturation level is a challenge, given the various types of VFCW and other construction and operational factors.

Recent studies have highlighted the importance of understanding and optimizing saturation levels in VFCWs to enhance their performance (DATTA et al., 2022; LANGERGRABER; ŠIMŮNEK, 2018; ZUO et al., 2024). VFCWs that maintain partial saturation, achieve higher removal rates of organic matter compared to fully saturated systems (ZUO et al., 2024). The coexistence of aerobic and anaerobic zones, facilitated by controlled saturation levels, is essential for efficient nitrogen removal (NEGI et al., 2022; XIA et al., 2020).

Advancements in monitoring technologies and a deeper understanding of microbial ecology have further emphasized the significance of saturation levels (FAULWETTER et al., 2009; TANG et al., 2020; VERDUZO GARIBAY et al., 2021). The diversity and activity of microbial communities are strongly influenced by the saturation conditions, which impacts the overall treatment efficiency (LIU et al., 2018; XIA et al., 2020; ZUO et al., 2024). Moreover, the development of hybrid systems and automated control mechanisms presents new opportunities for optimizing saturation levels in VFCWs, thereby improving their performance and sustainability (DATTA et al., 2022).

This review article aims to explore the influence of saturation levels on the performance

of VFCWs, focusing on the underlying mechanisms, treatment performance, and strategies for optimization. By examining recent research and case studies from different regions, this article provides a comprehensive understanding of how saturation levels can enhance the efficiency of VFCWs in various environmental settings.

2 | IMPACT OF SATURATION ZONE IN THE VFCWS SYSTEM

Partially Saturated Vertical Flow Constructed Wetlands (Figure 01) are designed to enhance the efficiency of wastewater treatment by utilizing both aerobic and anaerobic processes. Understanding the underlying mechanisms in these systems is crucial for optimizing their performance.

The saturation level in VFCWs is critical because it influences various biochemical processes that determine the overall treatment performance. The degree of saturation affects oxygen availability, microbial community structure, and plant development, all of which play essential roles in the system efficiency (AL-SAEDI; SMETTEM; SIDDIQUE, 2018; ZUO et al., 2024).

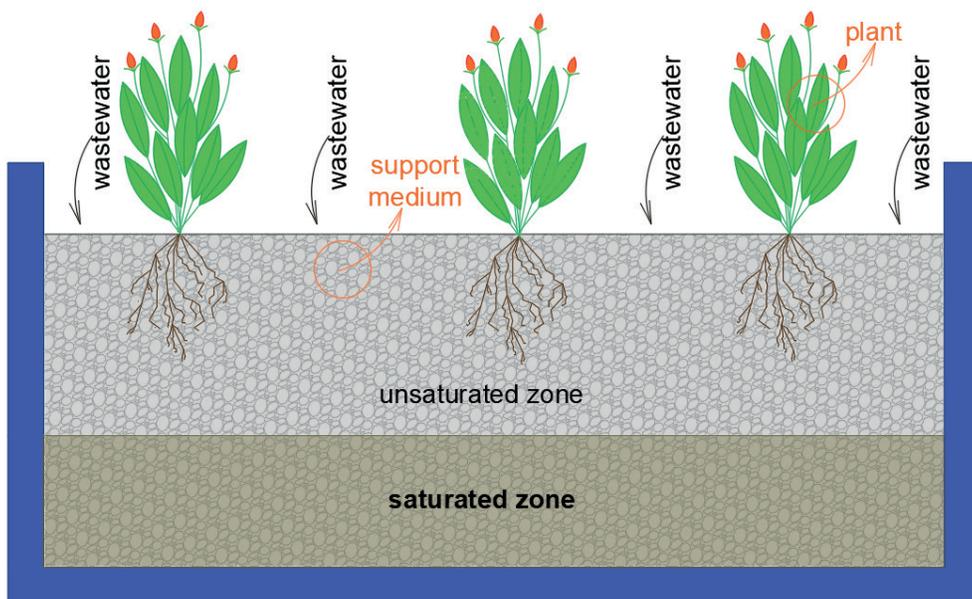


Figure 01. Representative schematic of a Partially Saturated Vertical Flow Constructed Wetland.

2.1 Oxygen level conditions

Using a saturation zone in a VFCW is an interesting strategy, as it allows for the same unit to have predominantly aerobic zones (upper, unsaturated part) and predominantly anaerobic zones (saturated zone), in addition to a transition layer between these regions. This setup enables different microorganisms, processes and metabolic pathways to occur

in a single system, enhancing pollutant removal.

2.1.1 Aerobic Zones

Partially saturated VFCWs maintain unsaturated zones where air can penetrate, facilitating aerobic microbial activity. This is crucial for the oxidation of organic matter and the nitrification process, where ammonium is converted to nitrate. However, it is important to note that the maintenance of the aerobic layer is directly linked to the feeding method of the unit. In VFCWs, wastewater is generally applied in batches, which is referred to as intermittent feeding (BASSANI et al., 2021).

Aerobic conditions in VFCWs are crucial for the efficient breakdown of organic pollutants, leading to high biochemical oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) removal rates (VIVEROS et al., 2022; XIA et al., 2020). Studies have shown that maintaining unsaturated conditions in VFCWs can significantly enhance aerobic microbial activity and organic matter decomposition (DATTA et al., 2022; PELISSARI et al., 2018; VIVEROS et al., 2022).

In partially saturated VFCWs, the presence of unsaturated zones allows oxygen diffusion, which is essential for aerobic microbial processes. These processes include the oxidation of organic matter and the nitrification process, where ammonium (NH_4^+) is converted to nitrate (NO_3^-). This process is crucial for nitrogen removal in wastewater.

2.1.2 Anaerobic Zones

In contrast, fully saturated zones in VFCWs favor anaerobic processes, such as denitrification (CABRED et al., 2019). Denitrification is a critical process for nitrogen removal, where nitrate is reduced to nitrogen gas (N_2) under anaerobic conditions. This process is facilitated by denitrifying bacteria, which thrive in the absence of oxygen. This dual environment, where both aerobic and anaerobic processes can occur, is essential for comprehensive nitrogen removal and the overall efficiency of VFCWs (CABRED et al., 2019; LÓPEZ et al., 2015; ROSENDO; DA PAZ; ROSENDO, 2022).

2.2 Microbial activity and diversity

Different saturation levels create a heterogeneous environment that supports a diverse microbial community. This diversity is beneficial for the breakdown of complex organic compounds and the transformation of nutrients. Studies using molecular techniques have demonstrated that microbial communities in VFCWs can adapt to varying saturation levels, optimizing the degradation of pollutants (ZUO et al., 2024).

In VFCWs, biofilms form on the surfaces of the substrate, plant roots, and other materials. The presence of both saturated and unsaturated zones in VFCWs promotes the development of biofilms with a wide range of microbial species, each adapted to different

environmental conditions. This microbial diversity enhances the overall pollutant removal efficiency through synergistic interactions among different microbial populations (LAI et al., 2020a; PELISSARI et al., 2018).

2.3 Nutrient cycling

The dual environment, where both aerobic and anaerobic processes can occur in partially saturated VFCW, is essential for comprehensive nitrogen removal (XIA et al., 2020; ZUO et al., 2024). For example, nitrification (the conversion of ammonium to nitrate) occurs in aerobic zones, while denitrification (the reduction of nitrate to nitrogen gas) takes place in anaerobic zones (LAI et al., 2020a). This sequential process ensures effective nitrogen removal from the wastewater. Additionally, the diverse microbial communities in VFCWs can metabolize a wide range of organic compounds, further enhancing the treatment efficiency (KIM et al., 2015). Recent studies have highlighted the importance of maintaining a balance between aerobic and anaerobic conditions to optimize nutrient cycling and pollutant removal in VFCWs (LAI et al., 2020b; ZUO et al., 2024).

2.4 Plant development in VFCWs

The saturation zone in VFCWs significantly influences plant development. Plants play a crucial role in wetlands, absorbing nutrients for their metabolism and facilitating oxygen transfer (RAHI et al., 2020). Plants with roots submerged in a saturated environment, are capable of absorbing nutrients and metals for their leaves and stems (KADLEC; WALLACE, 2009).

Roots play a key role in nutrient cycling and pollutant uptake, and the saturation zone influences the availability of nutrients and pollutants in the root zone. The rhizosphere creates a very rich environment, with a large surface area for the development of biofilm, which in turn can diversify and specialize in the removal of specific pollutants, depending on the saturation. The saturation level influences the extent and nature of these biofilms, which are essential for pollutant degradation (RAHI et al., 2020). Plant root exudates release low-molecular-weight organic compounds into the rhizosphere, providing substrates that stimulate microbial growth and significantly enhance overall microbial activity in the system (SINGH; MUKERJI, 2006; STEINAUER; CHATZINOTAS; EISENHAEUER, 2016; ZHALNINA et al., 2018).

3 | IMPACT OF SATURATION LEVEL ON VFCWS TREATMENT PERFORMANCE

The saturation level in Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCWs) has a profound impact on the treatment performance of these systems. By influencing the balance between aerobic and anaerobic zones, the saturation level affects the removal of organic matter,

nitrogen, phosphorus, and other pollutants. This section delves into the specific impacts of saturation levels on various aspects of treatment performance.

Partially saturated VFCWs enhance the removal of Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) due to the optimized conditions for both aerobic and anaerobic microbial processes. Research has shown that these systems can achieve higher efficiencies in organic matter degradation compared to fully saturated or fully unsaturated systems (SAEED; YADAV; MIAH, 2022a).

In aerobic zones, microorganisms utilize oxygen to break down organic pollutants into simpler compounds, reducing BOD and COD levels. Studies have demonstrated that partially saturated conditions significantly enhance aerobic microbial activity, leading to improved decomposition of organic matter (BASSANI et al., 2021; DATTA et al., 2022; VIVEROS et al., 2022). In fully saturated zones, anaerobic microorganisms contribute to the degradation of organic matter. This process not only complements aerobic degradation but also ensures the breakdown of compounds that are less biodegradable under aerobic conditions (CABRED et al., 2019)

The coexistence of aerobic and anaerobic zones fosters a synergistic environment where a wide range of organic pollutants can be degraded efficiently. This dual environment facilitates the breakdown of complex organic compounds into simpler, more biodegradable forms, improving overall BOD and COD removal (GOURDON et al., 2018; STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

The combination of saturated and unsaturated regions in VFCWs play a crucial role in influencing the overall nitrogen removal efficiency. In the aerobic zones, nitrifying bacteria convert ammonium to nitrate, while in the anaerobic zones, denitrifying bacteria reduce nitrate to nitrogen gas (ZUO et al., 2024). This nitrogen cycle is essential for removing nitrogen compounds from wastewater. Partially saturated VFCWs have been shown to enhance nitrogen removal by creating suitable conditions for nitrification and denitrification processes, leading to improved total nitrogen (TN) removal efficiency (DATTA et al., 2022; ZUO et al., 2024).

Additionally, adjusting the saturated zone depth (SZD) in VFCWs can optimize the aerobic and anoxic regions, further enhancing organic matter and nitrogen removal. Specifically, VFCWs with a SZD of 0.51 m have demonstrated the best performance for TN removal through simultaneous nitrification and denitrification, achieving high TN removal efficiencies of 67.4–80.3% (LIU et al., 2018). Therefore, the balance between saturated and unsaturated regions in VFCWs is critical for maximizing nitrogen removal efficiency in wastewater treatment systems.

Saturation levels can also influence overall phosphorus removal efficiency. In VFCWs, phosphorus can be removed through adsorption onto the substrate material, precipitation, and uptake by plants (KIM et al., 2015). The saturation level affects the redox conditions within the unit, which in turn influences the solubility and availability of

phosphorus compounds. Maintaining optimal saturation levels can enhance phosphorus removal by promoting favorable conditions for adsorption and plant uptake. Research has demonstrated that optimizing the saturation level can improve phosphorus removal efficiency in VFCWs (KIM et al., 2015; LIU et al., 2018; VERA-PUERTO et al., 2021).

4 I WORLDWIDE APPLICATIONS OF PARTIALLY SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLANDS

The VFCW technology is present in many regions of the globe, mainly in Europe, where it originated (KADLEC; WALLACE, 2009). Therefore, research is also developed in different regions, under different characteristics, such as climate.

In Europe, a French study on partially saturated VFCW to remove emerging contaminants and antibiotic resistance genes showed that, even at the beginning of operation, the system was able to achieve removal efficiency of over 65% for 22 compounds (TADIĆ et al., 2024). Furthermore, the saturation conditions can aid in the removal of some specific antibiotics (AYDIN; INCE; INCE, 2015). Also, research conducted in Germany demonstrated that optimizing the saturation level through intermittent aeration significantly enhanced the removal of BOD and TN (BOOG et al., 2014).

In South America, a study conducted in Brazil examined the performance of VFCWs treating restaurant wastewater under varying saturation levels. The researchers found that VFCWs with 0.25 m of saturation level achieve a removal efficiency of 95.34% for COD and 96.95% for TKN (CARVALHOJR. et al., 2018). Besides, a work about nitrogen transforming bacteria in VSFCW presents insights about the bacterial consortium in this type of CW system, measuring the varied abundance of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and nitrite-oxidizing bacteria (NOB) in different layers of wetland (PELLISSARI et al., 2017). Furthermore, research in Chile evaluated the performance of unsaturated and partially saturated VFCWs for the treatment of rural wastewater. Total nitrogen removal was positively influenced in the second phase of the experiment, using partial saturation, reaching efficiencies close to 60% (VERA-PUERTO et al., 2021).

A North American study conducted in Canada, where the pilot system installation site reached $-32\text{ }^{\circ}\text{C}$, shows an advantage of VFCW, especially partially saturated systems, is the resilience and adaptability of the system to different climates. Despite the extreme conditions, it was possible to achieve a removal efficiency greater than 85% for COD. One of the conclusions of the study was the importance of aeration for the removal of organic matter in saturated systems in places with intense cold, thus also avoiding freezing of the saturated layer (GREBENSHCHYKOVA et al., 2020). A study conducted in the United States using partially saturated VFCW brought an innovation: dosing hydrogen peroxide into the system. This addition aims to supplement dissolved oxygen levels and has been shown to benefit plant root development by increasing total nitrogen removal (DINAKAR; TAO; DALEY, 2020).

Asia has conducted very interesting studies on various types of partially saturated VFCW. A study in Bangladesh tested partially saturated and unsaturated systems of microbial fuel cell integrated tidal flow constructed wetlands for the co-treatment of different proportions of landfill leachate and municipal wastewater. The results of the study, which also evaluated different support media and hydraulic retention time, show that longer retention time favors treatment performance (SAEED; YADAV; MIAH, 2022b). In Japan, in a study by Song et al. (2009), the application of saturated and unsaturated VFCW for polishing traditional treatment effluent was studied, aiming at the removal of estrogen. The study highlighted the importance of the unsaturated region, where aerobic conditions favored the removal of the hormone. Studies like this are very important to direct future research on the application of partially saturated VFCW for different purposes (SONG et al., 2009).

In Africa, a study in Ivory Coast on saturated VFCW focused mainly on the difference between support media and the presence or absence of planted species. In the research, removal efficiencies of 98% were achieved for total suspended solids, 84% for ammoniacal nitrogen and 89.4% for Biochemical Oxygen Demand (KPANNIEU et al., 2023).

5 | RESEARCH OPPORTUNITIES

Operational strategy in partial saturated VFCW, requires a deeper understanding of its dynamics, including correlations with construction factors (such as support material and plants species), climate influence, and the role of the hydraulic and operational regime.

Further research, including robust monitoring, is essential to establish optimal parameters and expand the knowledge and application of VFCW systems through pilot or real-scale experiments.

5.1 Advanced monitoring

A significant challenge in research is the extensive monitoring of systems, involving substantial field and laboratory work. The use of automatic sensors can greatly ease the routine of sample collection and analysis. There are sensors capable of recording and sending data remotely and continuously on various parameters, such as: pH, temperature, dissolved oxygen, water level, and nitrogen compounds. Moreover, especially in real systems, it is important to record the hydraulic regime, with data on pulses per day and inflow. Real-time monitoring of this data enables a deeper understanding of system behavior and the potential for technical adjustments to enhance efficiency. Advanced sensors and monitoring systems to continuously track saturation levels and system performance can be used to optimize the operation and management of VFCWs, ensuring consistent treatment performance.

5.2 Microbial ecology

Understanding the microbial communities in each layer and region of VFCW systems is of great importance. More knowledge about microorganisms involved in the unsaturated and saturated layers at different depths is needed to elucidate their roles in the removal of different pollutants.

By understanding the microbial diversity in the support medium and rhizosphere, researchers can explore the mechanisms and activities inherent to the biofilm, and its response to different load and climate conditions, for example. Advanced molecular microbiology techniques, such as Metagenomics, Metatranscriptomics, and Metabolomics, allow a deep understanding of the genes expressed by microbial communities, as well as their metabolites, opening opportunities for studying metabolic pathways and pollutant degradation under different operational conditions. Studies on this topic could lead to the design of specialized systems for the removal of certain pollutants or to increase overall treatment efficiency.

5.3 Hybrid systems

Another interesting opportunity for research and technological innovation is developing hybrid systems that combine partially saturated VFCW with other technologies. Depending on the effluent characteristics and treatment objectives, combining technologies can enable specific pollutant removal, further polishing of treated effluent, or pathogen inactivation, for example. These cater to the specific needs of each effluent generation site by installing new systems or optimizing existing treatments.

6 | CONCLUSION

This review underscores the critical role of saturation levels in optimizing the performance of Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCWs). By strategically managing the saturation zones, it is possible to enhance the removal efficiency of organic matter, nitrogen, and phosphorus through the simultaneous facilitation of aerobic and anaerobic processes. The dual environment fostered by partial saturation supports diverse microbial communities that are essential for comprehensive pollutant removal.

The integration of advanced monitoring technologies, such as real-time sensors, and a deeper understanding of microbial ecology presents significant opportunities for refining VFCW design and operation. Future research should focus on exploring the effects of different saturation levels across various environmental conditions and effluent types. Moreover, the development of hybrid systems that combine VFCWs with other treatment technologies could further expand their applicability and effectiveness in wastewater

treatment. The application of partial saturation in VFCWs are likely to play a crucial role in advancing sustainable and efficient wastewater treatment solutions globally.

REFERENCES

AL-SAEDI, R.; SMETTEM, K.; SIDDIQUE, K. H. M. **Nitrogen removal efficiencies and pathways from unsaturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland.** *Journal of Environmental Management*, v. 228, p. 466–474, 2018.

AYDIN, S.; INCE, B.; INCE, O. **Development of antibiotic resistance genes in microbial communities during long-term operation of anaerobic reactors in the treatment of pharmaceutical wastewater.** *Water Research*, v. 83, p. 337–344, 2015.

BASSANI, L. et al. **Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland.** *Science of The Total Environment*, v. 754, p. 142400, 2021.

BOOG, J. et al. **Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland.** *Bioresource Technology*, v. 162, p. 166–174, 2014.

CABRED, S. et al. **Reduced depth stacked constructed wetlands for enhanced urban wastewater treatment.** *Chemical Engineering Journal*, v. 372, p. 708–714, 2019.

CARVALHOJR., O. DE et al. **Nitrogen Removal in a Partially Saturated Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Used for Restaurant Wastewater Treatment.** *Journal of Environmental Engineering*, v. 144, n. 7, p. 04018042, 2018.

DATTA, R. et al. **Seasonal Enhancement of Nitrogen Removal on Domestic Wastewater Treatment Performance by Partially Saturated and Saturated Hybrid Constructed Wetland.** *Water 2022*, Vol. 14, Page 1089, v. 14, n. 7, p. 1089, 2022.

DINAKAR, M.; TAO, W.; DALEY, D. **Using hydrogen peroxide to supplement oxygen for nitrogen removal in constructed wetlands.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 6, p. 104517, 2020.

FAULWETTER, J. L. et al. **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review.** *Ecological Engineering*, v. 35, n. 6, p. 987–1004, 2009.

GOURDON, R. et al. **Treatment of Domestic Wastewater from Small Cities on Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCWs).** *Lecture Notes in Civil Engineering*, v. 8, p. 1066–1073, 2018.

GREBENSHCHYKOVA, Z. et al. **Two-year performance of single-stage vertical flow treatment wetlands planted with willows under cold-climate conditions.** *Ecological Engineering*, v. 153, p. 105912, 2020.

KADLEC, R. H. .; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands.** [s.l.] CRC Press, 2009.

KIM, B. et al. **Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl₃ injection.** *Ecological Engineering*, v. 80, p. 53–61, 2015.

- KPANNIEU, D. E. et al. **Efficiency of saturated vertical-flow filters planted with *Panicum maximum* reeds for passive wastewater treatment.** *Environmental Technology*, v. 44, n. 5, p. 708–720, 2023.
- LAI, C. et al. **Enhanced nitrogen removal by simultaneous nitrification-denitrification and further denitrification (SND-DN) in a moving bed and constructed wetland (MBCW) integrated bioreactor.** *Chemosphere*, v. 261, p. 127744, 2020a.
- LAI, X. et al. **Enhanced nitrogen removal in filled-and-drained vertical flow constructed wetlands: microbial responses to aeration mode and carbon source.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 30, p. 37650–37659, 2020b.
- LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. **Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands.** Em: *Reactive Transport Modeling*. [s.l.] Wiley, 2018. p. 453–484.
- LIU, G. et al. **Influence of saturated zone depth and vegetation on the performance of vertical flow-constructed wetland with continuous feeding.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 33, p. 33286–33297, 2018.
- LÓPEZ, D. et al. **Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment.** *Ecological Engineering*, v. 83, p. 296–304, 2015.
- NEGI, D. et al. **Nitrogen removal via anammox process in constructed wetland – A comprehensive review.** *Chemical Engineering Journal*, v. 437, p. 135434, 2022.
- PELISSARI, C. et al. **Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater.** *Science of The Total Environment*, v. 574, p. 390–399, 2017.
- PELISSARI, C. et al. **Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands.** *Water Research*, v. 141, p. 185–195, 2018.
- RAHI, M. A. et al. **Biochemical performance modelling of non-vegetated and vegetated vertical subsurface-flow constructed wetlands treating municipal wastewater in hot and dry climate.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 33, p. 101003, 2020.
- ROSENDO, J. C. M.; DA PAZ, G. M.; ROSENDO, A. **Constructed wetlands applied on domestic wastewater for decentralized systems: concepts, processes, modalities, combinations and enhancements; a review.** *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2022 21:2, v. 21, n. 2, p. 371–397, 2022.
- SAEED, T.; HAQUE, I.; KHAN, T. **Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation.** *Chemical Engineering Journal*, v. 371, p. 154–165, 2019.
- SAEED, T.; SUN, G. **Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study.** *Chemical Engineering Journal*, v. 325, p. 332–341, 2017.
- SAEED, T.; YADAV, A. K.; MIAH, M. J. **Influence of electrodes and media saturation in horizontal flow wetlands employed for municipal sewage treatment: A comparative study.** *Environmental Technology & Innovation*, v. 25, p. 102160, 2022a.

SAEED, T.; YADAV, A. K.; MIAH, M. J. **Landfill leachate and municipal wastewater co-treatment in microbial fuel cell integrated unsaturated and partially saturated tidal flow constructed wetlands.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, p. 102633, 2022b.

SINGH, G.; MUKERJI, K. G. **Root Exudates as Determinant of Rhizospheric Microbial Biodiversity.** *Microbial Activity in the Rhizosphere*, p. 39–53, 2006.

SIRIWARDHANA, K. D. et al. **Vertically constructed wetlands for greywater reuse: Performance analysis of plants.** *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 20, p. 100881, 2023.

SONG, H. L. et al. **Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth.** *Bioresource Technology*, v. 100, n. 12, p. 2945–2951, 2009.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Treatment Processes in VFCWs.** *Vertical Flow Constructed Wetlands*, p. 57–84, 2014.

STEINAUER, K.; CHATZINOTAS, A.; EISENHAEUER, N. **Root exudate cocktails: the link between plant diversity and soil microorganisms?** *Ecology and Evolution*, v. 6, n. 20, p. 7387–7396, 2016.

TADIĆ, Đ. et al. **Partially saturated vertical surface flow constructed wetland for emerging contaminants and antibiotic resistance genes removal from wastewater: The effect of bioaugmentation with *Trichoderma*.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 12, n. 2, p. 112128, 2024.

TANG, S. et al. **Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: A review.** *Bioresource Technology*, v. 314, p. 123759, 2020.

VERA-PUERTO, I. et al. **Evaluation of Bed Depth Reduction, Media Change, and Partial Saturation as Combined Strategies to Modify in Vertical Treatment Wetlands.** *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2021, Vol. 18, Page 4842, v. 18, n. 9, p. 4842, 2021.

VERDUZO GARIBAY, M. et al. **Structure and activity of microbial communities in response to environmental, operational, and design factors in constructed wetlands.** *International Journal of Environmental Science and Technology* 2021 19:11, v. 19, n. 11, p. 11587–11612, 2021.

VIVEROS, J. A. F. et al. **Partially Saturated Vertical Constructed Wetlands and Free-Flow Vertical Constructed Wetlands for Pilot-Scale Municipal/Swine Wastewater Treatment Using *Heliconia latispatha*.** *Water* 2022, Vol. 14, Page 3860, v. 14, n. 23, p. 3860, 2022.

VYMAZA, J. **The Historical Development of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** *Land* 2022, Vol. 11, Page 174, v. 11, n. 2, p. 174, 2022.

XIA, Z. et al. **Performance and bacterial communities in unsaturated and saturated zones of a vertical-flow constructed wetland with continuous-feed.** *Bioresource Technology*, v. 315, p. 123859, 2020.

ZHALNINA, K. et al. **Dynamic root exudate chemistry and microbial substrate preferences drive patterns in rhizosphere microbial community assembly.** *Nature Microbiology* 2018 3:4, v. 3, n. 4, p. 470–480, 2018.

ZUO, S. et al. **A partial siphon operational strategy strengthens nitrogen removal performance in partially saturated vertical flow constructed wetlands.** *Chemosphere*, v. 361, p. 142475, 2024.

ORIENTAÇÕES PARA PROJETOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUCO DE FRUTAS

Data de submissão: 20/09/2024

Data de aceite: 01/10/2024

João Carlos Pinto de Lima

Universidade Federal Rural do

Rio de Janeiro

<http://lattes.cnpq.br/2246424895644233>

Henrique Vieira de Mendonça

Universidade Federal Rural do

Rio de Janeiro

<http://lattes.cnpq.br/8897355054570578>

RESUMO: Este projeto apresenta diretrizes para o tratamento de efluentes da indústria de suco de frutas, que possuem uma elevada carga orgânica devido à presença de resíduos como polpa, cascas, sementes e compostos fenólicos. O Brasil, como um dos principais produtores e exportadores de suco de frutas, especialmente de suco de laranja, gera uma quantidade considerável desses efluentes, tornando essencial a implementação de sistemas de tratamento eficientes. A proposta detalha o dimensionamento e a implantação de estações de tratamento que incluem etapas como gradeamento, desarenação, peneiramento e lagoas facultativas. O tratamento visa remover de forma eficaz a matéria orgânica, o nitrogênio e o fósforo presentes nos efluentes, atendendo às

normas ambientais e evitando problemas como a eutrofização dos corpos d'água receptores. O projeto segue as orientações da legislação ambiental vigente no Brasil e utiliza metodologias consagradas, demonstrando uma alta eficiência na remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), atingindo até 97% em lagoas aeradas de mistura completa. Além disso, enfatiza-se a importância da seleção adequada dos equipamentos e das etapas de tratamento para garantir a preservação do meio ambiente e a conformidade com as exigências regulatórias. Este estudo contribui significativamente para o desenvolvimento de práticas sustentáveis na indústria de suco de frutas, promovendo um tratamento eficiente dos efluentes gerados.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de efluentes, Indústria de suco de frutas, Lagoas facultativas, Remoção de matéria orgânica, Sustentabilidade ambiental.

GUIDELINES FOR WASTEWATER TREATMENT PLANT DESIGN IN THE FRUIT JUICE INDUSTRY

ABSTRACT: This project presents guidelines for treating effluents from the

fruit juice industry, which contain a high organic load due to residues such as pulp, peels, seeds, and phenolic compounds. Brazil, as one of the largest producers and exporters of fruit juice, particularly orange juice, generates a significant amount of these effluents, making the implementation of efficient treatment systems essential. The proposal includes the design and implementation of treatment plants that encompass steps like screening, grit removal, sieving, and facultative ponds. The treatment aims to effectively remove organic matter, nitrogen, and phosphorus present in the effluents, complying with environmental standards and preventing issues such as the eutrophication of receiving water bodies. The project adheres to current environmental legislation in Brazil and employs established methodologies, demonstrating high efficiency in the removal of Biochemical Oxygen Demand (BOD), achieving up to 97% in complete-mix aerated lagoons. Furthermore, the study emphasizes the importance of the proper selection of equipment and treatment stages to ensure environmental preservation and regulatory compliance. This work significantly contributes to the development of sustainable practices in the fruit juice industry, promoting the efficient treatment of the effluents generated.

KEYWORDS: Wastewater treatment, Fruit juice industry, Facultative ponds, Organic matter removal, Environmental sustainability.

1 | INTRODUÇÃO

A indústria de sucos de frutas desempenha um papel importante na economia global, contribuindo para a geração de empregos e crescimento econômico. O Brasil se destaca como um dos maiores produtores e exportadores de suco de frutas, especialmente suco de laranja, que é amplamente consumido em diversos mercados internacionais (ABIR, 2021).

Os efluentes gerados na produção de suco de frutas são conhecidos por sua elevada carga orgânica, que inclui resíduos de polpa, cascas, sementes e açúcares. Esses efluentes apresentam um alto teor de matéria orgânica dissolvida e suspensa, variações de pH devido ao processamento de diferentes tipos de frutas, e níveis significativos de nutrientes como nitrogênio e fósforo (SILVA et al., 2019). Além disso, esses efluentes podem conter compostos fenólicos e outros antioxidantes naturais presentes nas frutas, os quais podem ser prejudiciais ao meio ambiente se não tratados adequadamente (OLIVEIRA & LIMA, 2020).

A remoção de nutrientes, particularmente o nitrogênio e o fósforo, é essencial para prevenir a eutrofização dos corpos de água receptores, um fenômeno que pode causar a proliferação excessiva de algas e outros problemas ambientais (FERNANDES & ALMEIDA, 2018). O tratamento desses efluentes deve seguir a legislação ambiental vigente no Brasil (CONAMA 430/2011), que estabelece os padrões de qualidade para o descarte de efluentes em corpos de água.

Este projeto tem como objetivo fornecer orientações para a implantação de estações de tratamento de águas residuárias na indústria de sucos de frutas, com o objetivo de tratar eficazmente os efluentes gerados, preservando o meio ambiente e atendendo às normas regulatórias (DIAS, 2022).

2 | METODOLOGIA

Para o desenvolvimento deste trabalho, utilizou-se os seguintes dados preliminares: O processamento de cítricos consome 9 m³ de água por tonelada processada. Demanda Química de Oxigênio (DQO) – 2047 mg/L; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – 1620 mg/L; Nitrogênio total (Nt) – 68,9 mg/L; Fósforo total (Pt) – 26,6 mg/L (Morais *et al.*, 2020). A equalização foi considerada com distribuição uniforme em 24 horas. Quantidade de frutas – 100 toneladas; Vazão diária – 900 m³/dia; Vazão média – 37,5 m³/h (10,42 L/s ou 0,0104 m³/s); Vazão máxima – 75 m³/h (20,83 L/s ou 0,0208 m³/s).

Para dimensionamento das etapas de tratamento foram utilizadas equações dos autores: Nunes (2010); Metcalf e Eddy (2016) e Von Sperling (1996, 2009).

2.1 Gradeamento

O gradeamento tem como principal função remover resíduos sólidos grosseiros como galhos, plásticos e outros materiais suspensos que possam obstruir tubulações e comprometer o tratamento. Nesta seção, adotamos uma barra fina com seções de espaçamento entre barras (**a**) de 20 mm e espessura da barra (**t**) de 6,35 mm, conforme sugerido por Nunes (2010), cujo trabalho é a base para todas as Equações apresentadas. O memorial de equação e dimensionamento da grade é apresentado a seguir:

A Eficiência de Remoção (**E**) da grade é dada pela equação 1:

$$E = \frac{a}{t+a} \quad (\text{Equação 1})$$

onde '**a**' representa o espaçamento entre barras em mm e '**t**' a espessura da barra em mm.

A Área Útil da Grade ($A_{u\text{til}}$) é calculada pela equação 2:

$$A_{u\text{til}} = \frac{Q_{m\text{áx}}}{v} \quad (\text{Equação 2})$$

onde '**Q_{máx}**' representa a vazão máxima de projeto em m³/s e '**v**' a velocidade de escoamento do efluente em m/s. Será adotada a velocidade de escoamento de 0,6 m/s, um valor usual para projetos.

A Área Total da Grade (A_t) é calculada por meio da equação 3:

$$A_t = \frac{A_u}{E} \quad (\text{Equação 3})$$

onde '**A_u**' representa a área útil da grade em m² e '**E**' a eficiência de remoção em %.

A Largura do canal (**L**) em que a grade estará acoplada é calculada por $L = \frac{A_t}{h_{m\text{áx}}}$ (Equação 4), onde '**A_t**' representa a área total da grade em m² e '**h_{máx}**' a altura máxima de lâmina de água que antecede o rebaixo (Calha Parshal).

A Velocidade máxima (**V_{máx}**) é calculada pela equação $V_{m\text{áx}} = \frac{Q_{m\text{áx}}}{A_u}$ (Equação 5),

onde ' $Q_{m\acute{a}x}$ ' representa a vazão máxima de projeto em m³/s e ' A_u ' a área útil da grade em m².

A equação para a Perda de Carga (h_f) é calculada por:

$$h_f = 1.43 \times \frac{V^2 - v^2}{2 \times g} \text{ (Equação 6);}$$

Onde ' V ' é a velocidade do escoamento do efluente entre as barras em m/s, ' v ' é a velocidade do escoamento do efluente a montante da grade em m/s, e ' g ' é a aceleração da gravidade, que é aproximadamente 9,8 m/s².

A equação 6, estabelece as Velocidades de Escoamento do Efluente (V) e a montante da grade (v), que são determinadas pelas equações 7 e 8.

Levando em consideração uma obstrução de **50%** na grade, a Velocidade de Escoamento (V) é o dobro da Velocidade de Projeto (V_o). Portanto, temos que $V=2 \times V_o$ (Equação 7), onde V_o é definido como 0,6 m/s; e a Velocidade de Escoamento do Efluente à Montante da grade, $V = V_o \times E$ (Equação 8).

Substituindo os valores encontrados, em seguida, dimensiona-se o Comprimento da grade (x) por:

$$x = \frac{hv}{\text{sen } 45^\circ} \text{ (Equação 9);}$$

Onde, $h_v = h_{m\acute{a}x} + h_f + D + h_{prof}$ no qual D é o diâmetro da tubulação que transporta o efluente até a grade (adotado 0,25, para este dimensionamento) e h_{prof} é a profundidade (adotada 0,10). Assim, calcula-se:

$$h_v = h_{m\acute{a}x} + h_f + 0,25 + 0,10 \text{ (Equação 10).}$$

A Quantidade de Barras (n), calcula-se por $n = \frac{b}{a+t}$ (Equação 11).

Onde, b : largura do canal – mm; t : espessura da barra de 6,35mm; a : espaçamento entre barras de 20 mm. E o dimensionamento do Espaçamento entre as Barras (e) e a Lateral do Canal do projeto (para 7 Barras), dá-se por $e = b - [n \times t + (n-1) \times a]$ (Equação 12). Onde, b : largura do canal – mm; t : espessura da barra de 6,35mm; a : espaçamento entre barras de 20 mm.

2.2 Desarenador

O procedimento de desarenação, destinado à eliminação de partículas como areia, argila e silte do efluente, baseia-se nas equações de 13 a 18. Nesta seção, todas as equações são fundamentadas no trabalho de Metcalf e Eddy (2016).

A Vazão de Pico (Q_{pic}) para a caixa de areia com vazão diária é calculada por:

$$Q_{pic} = Q_{m\acute{a}x} \times \text{Fator de pico (2,75)} \text{ (Equação 13).}$$

Para determinar o Volume da caixa de areia (V_{caixa}), que contém duas câmaras de retenção e tem um período médio de retenção de 3 minutos, usa-se $V_{caixa} = 0,5 \times Q_{pic} \times t$.

Onde, Q_{pic} é a vazão de pico, em m^3/s ; e t é o tempo de retenção média, em segundos.

A largura e a profundidade da caixa de areia são estabelecidas como 2 m, mantendo uma proporção de 1:1, conforme definido pela Equação do Comprimento da caixa de areia (B):

$$B = \frac{V_{caixa}}{largura \times profundidade} \text{ (Equação 15).}$$

O tempo médio de retenção (t) em cada caixa de areia é calculado pela Equação $t = \frac{V_{caixa}}{Q_{m\acute{a}x}}$ (Equação 16), onde V_{caixa} é o volume da caixa em m^3 e $Q_{m\acute{a}x}$ é a vazão máxima de projeto em m^3/s .

A Equação para dimensionar a Quantidade de Ar necessária (AR), considerando a inserção de $0,3 \text{ m}^3/\text{min.m}$ de comprimento de ar, é

$$AR = B \times Ar \text{ inserido} \text{ (Equação 17).}$$

Onde, **B** é o comprimento da caixa, em metros.

Por fim, o Volume Diário de Areia (V_{areia}) é assumido com um fator de disposição de areia de $0,05 \text{ m}^3/103 \text{ m}^3$, conforme definido por

$$V_{areia} = Q_{m\acute{a}x} \times 86400 \frac{s}{dia} \times 0,05 \text{ m}^3/10^3 \text{ (Equação 18).}$$

2.3 Medidor de vazão – Calha Parshal

O Medidor de Vazão Calha Parshal (MVCP) é uma estrutura com calha de design específico que inclui seções convergente, garganta e divergente. Sua função é regular o fluxo e aferir a altura da água. Com base nas vazões média e máxima definidas, seleciona-se o MVCP adequado. Para a vazão média – $37,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ($10,42 \text{ L/s}$ ou $0,0104 \text{ m}^3/\text{s}$) e vazão máxima de projeto de $75 \text{ m}^3/\text{h}$ ($20,83 \text{ L/s}$ ou $0,0208 \text{ m}^3/\text{s}$), será escolhida a calha Parshall ideal do catálogo Nivetec com uma largura de garganta (W) que suporte essa vazão.

2.4 Peneira Estática

O peneiramento remove sólidos suspensos maiores que $0,25 \text{ mm}$ das águas residuárias. Para dimensionar peneiras estáticas, recomenda-se consultar catálogos de fabricantes. É essencial confirmar as dimensões da peneira com o fabricante, indicando o tipo de água residuária e a abertura da malha a ser utilizada, conforme Nunes (2010) sugere. Neste projeto, a peneira estática será selecionada do catálogo da Hidrosul. A peneira estática ideal deve suportar a vazão prevista, com base na área filtrante e na taxa de aplicação adequadas. A taxa de aplicação é calculada pela equação:

$$TA = \frac{\text{Área Filtrante (m}^2\text{)}}{\text{Vazão (m}^3\text{/h)}} \text{ (Equação 19).}$$

2.5 Lagoas Facultativas

Nesta seção, todas as equações são embasadas na obra de VON SPERLING (1996), que caracteriza as Lagoas facultativas como a forma mais básica dos sistemas de lagoas de estabilização. Método que envolve a retenção de esgotos por um período suficiente à estabilização natural da matéria orgânica, trazendo tanto vantagens quanto desvantagens devido à predominância de fenômenos naturais. Com uma estrutura de fácil construção, custos operacionais inferiores e eficiência compatível, em comparação com outras técnicas de tratamento.

A carga orgânica em uma lagoa de estabilização pode ser calculada utilizando a equação que relaciona a Demanda Bioquímica de Oxigênio (**DBO**) e a vazão do efluente (**Q**), expressa em kg/dia:

$$\text{Carga} \left(\frac{\text{kg}}{\text{dia}} \right) = \frac{\text{DBO (mg/L)} \times \text{Q (m}^3\text{/h)}}{1000\text{g/kg}} \text{ (Equação 20).}$$

A área superficial da lagoa é determinada pela relação entre a carga (**L**) em kg/d e a taxa de aplicação **L_s** de acordo com a equação $A = \frac{L}{L_s}$ (Equação 21).

Recomenda-se uma taxa de aplicação de 240 a 350 kgDBO5/ha-dia para condições de inverno quente com elevada insolação, e de 120 a 240 kgDBO5/ha-dia para inverno com insolação moderada.

Para este estudo, foi adotada uma temperatura média de 19,5 °C, correspondente à média registrada na região do bairro de Tinguá, que se localiza dentro da Reserva Biológica do Tinguá, no município de Nova Iguaçu-RJ, conforme dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2024).

Para o tratamento de esgotos domésticos, os valores de profundidade variam de 1,5 a 2 metros. No entanto, para a água residuária de abatedouro de bovino, será adotada uma profundidade de 4 metros.

O volume resultante (**V**) é calculado pela multiplicação da área (**A**) pela altura (**H**), de acordo com a equação $V=A \times H$ (Equação 21). O valor de **V** é dado em metros cúbicos (m³). O tempo de retenção (**Tr**) foi definido conforme recomendado por Von Sperling (1996). A estimativa de DBO solúvel (**S**) em mg/L é calculada utilizando a equação

$$S = \frac{\text{DBO (mg/L)}}{1+K \times T} \text{ (Equação 22), onde o coeficiente de remoção de DBO (K) é igual a } 0,30 \text{ d}^{-1} \text{ e T é a temperatura.}$$

Para a estimativa da DBO particulada, considera-se a concentração de sólidos suspensos no efluente igual a 100 mg/L. Para cada 1 mg/L de sólidos suspensos, há uma DBO₅ de 0,4 mg/L, adotando-se um valor no intervalo de 0,3 a 0,4 mg/L.

A DBO_5 particulada é calculada pela equação **$DBO_5 \text{ particulada} = (DBO_5/\text{mg SS}) \times 100 \text{ mg/L}$** (Equação 23). A DBO total é a soma da DBO_5 solúvel com a DBO_5 particulada, conforme a equação **$DBOT = DBO_5 \text{ solúvel mg/L} + DBO_5 \text{ particulada mg/L}$** (Equação 24).

A eficiência de remoção (%) é calculada com base na equação

$E = 100 \frac{(S_0 - S)}{S_0}$ (Equação 25), onde S_0 é a concentração de DBO do afluente e S é a concentração de DBO solúvel.

Para as dimensões da lagoa facultativa neste estudo, considera-se duas lagoas em paralelo. A área das lagoas é determinada pela equação:

$$A = L \times B = (2,5B) \times B \text{ (Equação 26);}$$

Onde a espessura de operação e a acumulação são desprezíveis em relação à profundidade de 2 metros, conforme VON SPERLING (1996).

2.6 Lagoa Facultativa Aerada

VON SPERLING (1996) sugere que o tempo de retenção (Tr) deve ser mantido entre 5 e 10 dias. Neste contexto, optamos por um tempo de retenção de 8 dias. A profundidade (H) pode variar entre 2,5 a 4 metros, e neste caso, escolhemos 3 metros. A concentração de DBO no efluente foi estimada somando a DBO solúvel e a DBO particulada, conforme expresso na equação:

$$DBO_{total} = DBO_{soluvel} + DBO_{particulada} \text{ (Equação 27).}$$

Para a estimativa da **DBO Solúvel** (em mg/L), utilizamos um valor de coeficiente **K** que pode variar de 0,6 a 0,8 d à 20 °C, conforme a equação

$S = \frac{DBO(mg/L)}{1+K \times t}$ (Equação 28), proposta por ARCEIVADA (1981), onde t representa o tempo de retenção hidráulica.

A DBO particulada foi calculada de acordo com a equação **$DBO_5 \text{ particulada} = (DBO_5/\text{mg SS}) \times 100 \text{ mg/L}$** (Equação 29) e a DBO total conforme a equação 27, resultando na DBO total do efluente em mg/L.

O volume necessário (**V**) é determinado pela equação $V = t \times Q$ (Equação 30), onde t é o tempo de detenção e **Q** é a vazão média do efluente, resultando em um valor para **V** em m3. A área necessária (**A**) é determinada pela razão entre o volume (**V**) e a altura (**H**), conforme a equação $A = \frac{V}{H}$ (Equação 31).

O requisito de oxigênio (**Ro**) é determinado pela equação:

$$Ro = \frac{a \times Q \times (S_0 - S)}{1000 \text{ g/kg}} \text{ (Equação 32);}$$

Onde **Ro** é dado em $kg_{O_2/h}$. O Requisito de Energia considera a eficiência de remoção padrão (**EO**) e deve estar no intervalo de 1,5 a 2,0 $kg_{O_2/kwh}$, conforme a equação

$$Eo_{campo} = 0.60 \times (kg_{O_2/kwh}) \text{ (Equação 33).}$$

A potência necessária é determinada pela relação entre o **RO** e a **Eocampo**, conforme a equação $Pot = \frac{Ro}{EO\ campo} = \frac{(kg_{O2}/h)}{kg_{O2}/kwh}$ (Equação 34). O valor final é dado em kw e deve ser convertido para CV.

Para determinar a densidade de potência, utilizamos a equação $\varphi = \frac{Pot}{v} = \frac{(W)}{(m^3)}$ (Equação 35), que expressa a razão entre a Potência (**Pot**) em W e o Volume (**v**) em m³, resultando na densidade de potência em w/m³.

Por fim, a densidade das partículas deve ser suficiente para manter os sólidos em suspensão. Para determinar as dimensões das lagoas, é necessário utilizar 2 lagoas em paralelo.

2.7 Lagoa aerada de mistura completa (LAMC)

O tempo de retenção hidráulica, que se refere à permanência das moléculas líquidas no reator, deve ser igual ao tempo de retenção celular, ou seja, a permanência das células bacterianas no reator. Este tempo varia entre 2 a 4 dias. A profundidade (**H**) pode variar de 2,5 a 4,5 metros.

A concentração de biomassa é calculada por $Xv = \frac{y+(So-S)}{1+kd \times t}$ (Equação 36);

Onde **Xv** representa a concentração de biomassa (em mg/L), **Kd** é o coeficiente de decaimento bacteriano (mgXv/mgDBO) e **Y** é o coeficiente de produção celular (d⁻¹).

Coeficientes	Unidade	Faixa	Valor típico
kd	d ⁻¹	0,03 – 0,08	0,06
Y	mgXv/mgDBO	0,4 – 0,8	0,6

Tabela 1. Valores de coeficiente de kd e Y.

Fonte: Metcalf e Eddy (1991).

A **DBO solúvel** é estimada usando a equação $S = \frac{So(mg/L)}{1+K \times Xv \times t}$ (Equação 37).

A lagoa tem um coeficiente de remoção mais alto em comparação com outras lagoas, devido à maior concentração de bactérias. O valor de **K** varia de 1 a 1,5 d⁻¹.

Para ajustar o valor de **K** para a temperatura real da água (**K_T**), usamos $k_T = k_{20} \times \theta^{(T-20)}$ (Equação 38). Nesta equação, **K_T** é o coeficiente de remoção de DBO em qualquer temperatura de líquido, **K₂₀** é o coeficiente de remoção na temperatura de 19,5 °C e **θ** é o coeficiente de temperatura, que é 1,05 segundo Silva & Mara (1979).

A DBO particulada ($DBO_{part} = 0,4$ a $0,6$ mg/mgXv) do efluente é calculada com base na relação com os sólidos em suspensão voláteis. Em lagoas aeradas, a concentração de sólidos em suspensão voláteis e totais varia de 0,7 a 0,8.

Assim, a DBO particulada pode ser determinada a partir dos sólidos em suspensão totais, resultando na junção das duas últimas relações em um valor de DBO_{part} entre 0,3 e 0,6 mg/mgss.

A eficiência de remoção (%) é calculada pela equação 25. O requisito de oxigenação é determinado pela equação 32. O requisito de energia considera a Eficiência de remoção padrão (E_o campo), conforme $E_{o_{campo}} = 0,60 (kg_{O_2/kwh})$ (Equação 39). O requisito de energia deve estar no intervalo de 1,5 a 2,0 $kg_{O_2/kwh}$.

3 | RESULTADOS

3.1 Gradeamento

De acordo com a norma NBR 12209:2011 (tabela 2), as grades são classificadas com base no espaçamento entre as barras, que deve estar entre 10 e 100 mm para garantir a manutenção adequada do sistema e selecionar o espaçamento mais apropriado para o tratamento. Nunes (2008) destaca a importância de adotar uma velocidade específica para o efluente em tratamento, recomendando uma faixa entre 0,4 e 0,75 m/s. Além disso, a inclinação das grades, que deve variar entre 30° e 60°, é crucial para a escolha do tipo de grade, facilitando a remoção dos sólidos retidos e otimizando a manutenção do sistema.

Classificação da Grade	Espaçamento (mm)	Seção da Barra (mm)	Inclinação (°)
Fina	10 a 20	6,35 x 38,10 7,9 x 38,10 9,52 x 38,10	30 a 45
Média	20 a 40	7,94 x 50,8 9,52 x 38,10 9,52 x 50,8	30 a 45
Grossa	40 a 100	9,52 x 63,5 9,52 x 50,8 12,7x38,10 12,7x50,8	45 a 60

Tabela 2. Espaçamento entre barras.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12209:2011 e Nunes (2010) pelos autores, 2024.

As especificações iniciais do gradeamento adotado estão apresentadas na Tabela 3.

Tipo de Grade Adotada no Projeto	Espaçamento (mm)	Seção da Barra (mm)	Inclinação (°)
Grade Fina	20	6.35 x 38.10	45

Tabela 3. Especificações da grade adotada.

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 12209:2011 e Nunes (2010) pelos autores, 2024.

Com base nessas especificações, foi possível determinar o dimensionamento apresentado na Tabela 4.

Parâmetro	Valor
Eficiência de remoção	75 %
Área útil da grade	0.035 m ²
Área total da grade	0,046 m ²
Largura do canal	178 mm
Velocidade máxima	0.59 m/s
Velocidade de escoamento entre barras	1.2 m/s
Velocidade de escoamento do efluente a montante da grade	0.45 m/s
Perda de carga	0.09 m
Comprimento da grade	0,99 m ou 990 mm
Quantidade de barras	7
Espaçamento entre barras e a lateral do canal do projeto	13 mm

Tabela 4. Dimensionamento da grade.

A seguir, é apresentado o projeto da grade a ser utilizada neste tratamento (Figura 1).

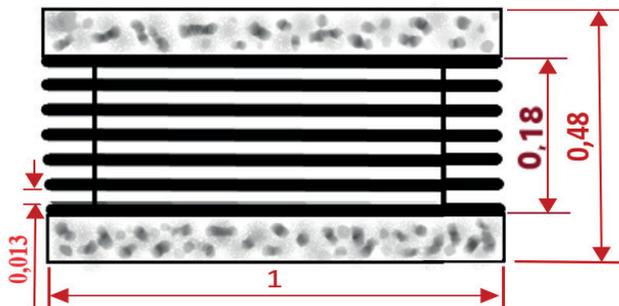


Figura 1: Gradeamento vista superior

3.2 Desarenador

As velocidades mínima e máxima das caixas de areia são definidas pela ABNT NBR 12209:2011 e por Metcalf e Eddy (2016). Esses valores são cruciais para assegurar o funcionamento eficiente e adequado desta fase do tratamento de efluentes. O dimensionamento resultou nos valores apresentados na Tabela 5.

Parâmetro	Valor
Vazão de pico	0,0572 m ³ /s
Volume de cada caixa de areia	5,1 m ³
Comprimento da caixa de areia	1,3 m
Profundidade da caixa de areia	2 m
Tempo de retenção em cada caixa de areia	8,2 min
Ar requerido para a caixa de areia	0,4 m ³ /min
Quantidade de areia depositada no dia	0,09 m ³ /dia

Tabela 5. Dimensionamento do desarenador aerado.

O projeto do desarenador aerado utilizado neste tratamento está ilustrado na Figura 2.

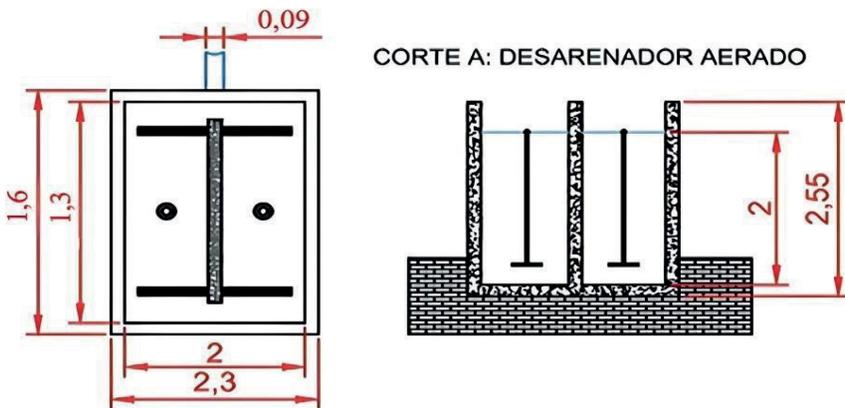


Figura 2. Desarenador aerado.

3.3 Calha Pershal

Para a seleção da calha desta planta, foi utilizado o modelo Parshal Nivetec, que possui uma largura de garganta de 3 polegadas (76,2 mm) e é adequado para uma vazão máxima de 75 m³/h (0,0208 m³/s), com uma altura máxima da lâmina de água de 259 mm. O modelo pode ser adquirido conforme especificado no catálogo técnico da Nivetec (2023).

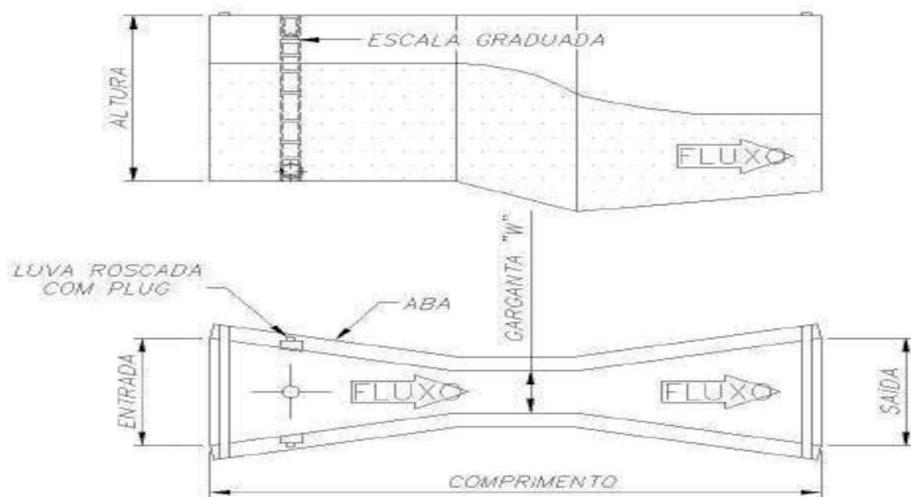


Figura 3. Representação Esquemática da Calha Parshall.

3.4 Peneira estática

O modelo **PE 1000** da empresa Hidrosul é o ideal para este projeto, pois sua capacidade de vazão (102 m³/h) é maior que a vazão necessária (75 m³/h), e sua área filtrante (1,00 m²) é suficiente para suportar a taxa de aplicação calculada de 0,75 m². Este modelo é adequado em termos de eficiência e capacidade, garantindo a retenção dos sólidos em suspensão sem sobrecarregar o sistema. Detalhes adicionais podem ser encontrados na ficha técnica da empresa Hidrosul (2020).

Modelo	Vazão Máxima (m ³ /h)	Área Filtrante (m ²)	Tx de Aplicação (m ³ /h/m ²)	Comprimento (mm)	Largura (mm)	Profundidade (mm)	Altura Entrada (mm)	Altura Saída (mm)	Flange Entrada / Saída	Abertura (mm)
PE 500	50	0,50	100	605	1252	1692	204	1329	4"/4"	10
PE 1000	102	1,00	102	1105	1252	1692	229	1329	4"/6"	19
PE 1500	152	1,50	101,33	1605	1252	1692	254	1354	6"/8"	29
PE 2000	202	2,00	101	2105	1252	1692	254	1354	2x6"/2x8"	39
PE 2500	252	2,50	100,8	2605	1252	1692	254	1354	2x6"/2x8"	48
PE 3000	302	3,00	100,67	3105	1252	1692	279	1379	2x8"/2x10"	58

Tabela 6. Dimensionamento da Peneira Estática Hidrosul.

Fonte: Adaptado de Hidrosul (2020), pelos autores, 2024.

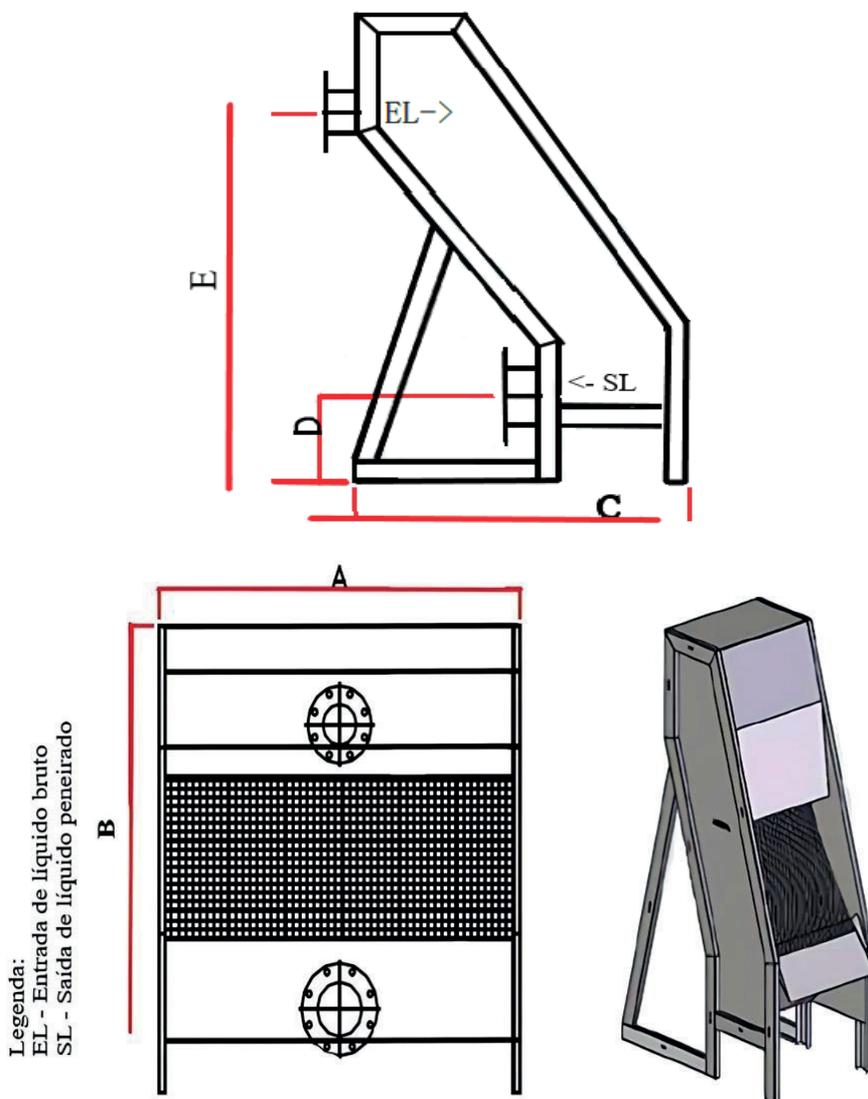


Figura 4. Representação esquemática Peneira estática.

Modelo	A (mm)	B (mm)	C (mm)	D (mm)	E (mm)
PE 1000	1105	1692	1252	229	1329

Tabela 7. Dimensões do modelo ideal para este projeto.

Fonte: Adaptado de Hidrosul (2020), pelos autores, 2024.

3.5 Lagoas facultativas

Em termos gerais, as lagoas de estabilização demonstram uma notável eficiência no tratamento, particularmente no que se refere à remoção de DBO, onde a eficiência típica

varia de 75% a 95%. Para as condições que trabalhamos, a remoção de DBO apresentou eficiência de remoção de 83% (Tabela 8).

Variáveis	Total
Carga orgânica de entrada	121,50 kg/dia
Área Superficial	5.000 m ²
Profundidade	4 m
Volume resultante	20.000 m ³
Estimativa do DBO solúvel	236,50 mg/L
DBO particulada	40 mgDBO ₅ /L
DBO Total	276,50 mg/L
Área requerida	0,50 ha
Dimensões da lagoa para duas lagoas em paralelo	B = 45m L = 90 m
Espessura de Operação	2 m
Número de Lagoas	2

Tabela 8: Dimensionamento de lagoa facultativa.

A eficiência de remoção de DBO observada está de acordo com os resultados de Von Sperling (1996), que constatou que esse tipo de lagoa pode alcançar uma eficiência de remoção de até 90%. A Figura 5 apresenta a representação esquemática da lagoa facultativa.

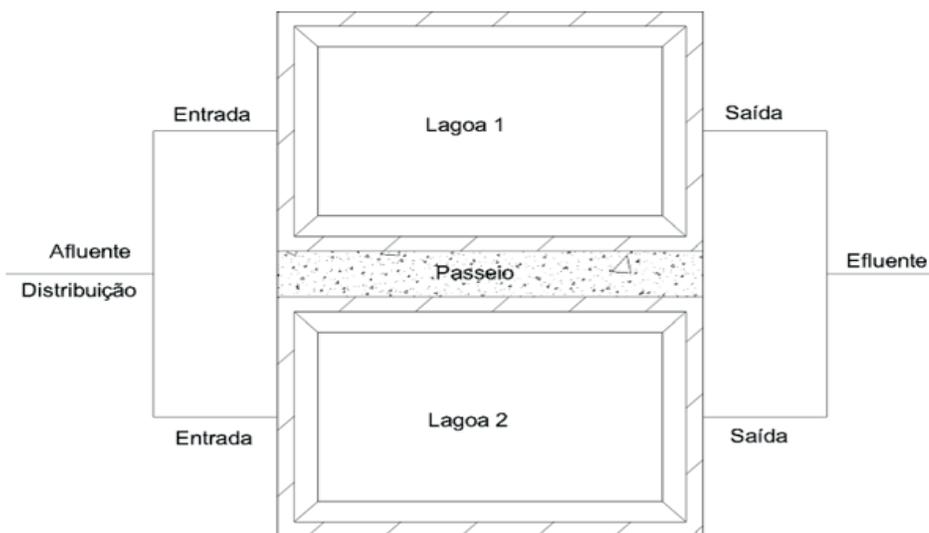


Figura 5: Representação Esquemática da Lagoa Facultativa.

Os mecanismos de remoção de DBO neste sistema de Lagoa Aerada Facultativa são comparáveis aos encontrados em uma lagoa facultativa tradicional sem aeração. No

entanto, a inclusão de aeradores mecânicos fornece oxigênio, permitindo uma redução na área necessária para a implantação. No exemplo analisado, a eficiência de remoção alcançada foi de 80%, conforme os critérios estabelecidos para lagoas de estabilização.

Parâmetro	Valor
Vazão dia	900 m ³ /dia
Vazão hora	37,5 m ³ /h
Temperatura	19,5°C
Tempo de retenção	8 dias
Profundidade	3 m
Volume requerido	14.400 m ³
Estimativa do DBO solúvel no efluente	283,2 mg/L
DBO particulada	32 mg/L
Estimativa de concentração de DBO no efluente	315,2 mg/L
Eficiência de remoção	80%
Requisitos de oxigênio	100,25 kgO ₂ /h
Requisitos de energia	1,1 kgO ₂ /kWh
Potência requerida	124 CV
Aeradores	aeradores de 25 CV
Área requerida	0,48 ha
Dimensões da lagoa	L = 78 m; B = 31 m
Densidade de potência	6,32 W/m ³

Tabela 9. Dimensionamento de lagoa facultativa aerada.

Na lagoa facultativa aerada (Figura 6), a matéria orgânica presente nos despejos é estabilizada, sendo parcialmente convertida em material mais estável na forma de células de algas e parcialmente transformada em produtos inorgânicos finais que são removidos com o efluente (Mendonça, 2000).

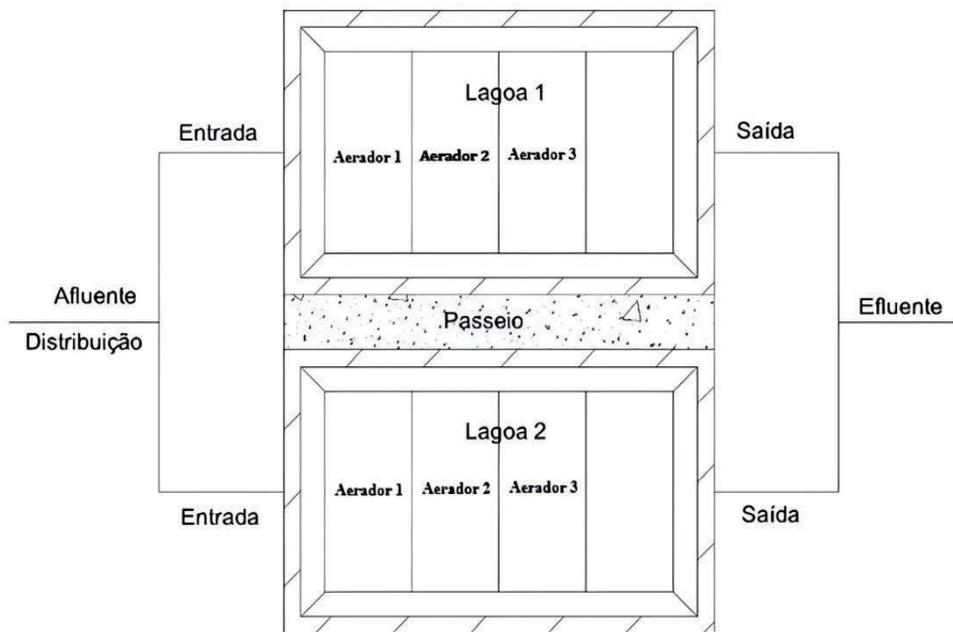


Figura 6: Representação Esquemática da Lagoa Facultativa Aerada.

Na Lagoa Aerada de Mistura Completa (Figura 7), a maior energia por unidade de volume mantém os sólidos, especialmente a biomassa, suspensos no líquido. Isso aumenta a concentração de bactérias, melhorando a eficiência de remoção de DBO e permitindo um volume menor em comparação aos modelos anteriores. Neste estudo, a eficiência de remoção de DBO foi de 97%, superando os 80% obtidos na lagoa facultativa aerada.

Parâmetro	Valor
Vazão dia	900 m ³ /dia
Vazão hora	37,5 m ³ /h
DBO efluente	294,5 mg/L
Temperatura	19,5 °C
Tempo de retenção	3 dias
Profundidade	2.5 m
Volume requerido	5.400 m ³
Concentração de biomassa	797,4 mg/L
Estimativa do DBO solúvel no efluente	51,7 mg/L
DBO particulada	478,4 mg/L
Eficiência de remoção	97%
Requisitos de oxigênio	141,16 kgO ₂ /h
Requisitos de energia	1,1 kgO ₂ /kWh
Potência requerida	174,4 CV

Parâmetro	Valor
Aeradores	4 aeradores de 50 CV
Área requerida	0,216 ha
Dimensões da lagoa	L = 73,5 m; B = 29,4 m
Densidade de potência	23,8 W/m ³

Tabela 10. Dimensionamento de Aerada de mistura completa.

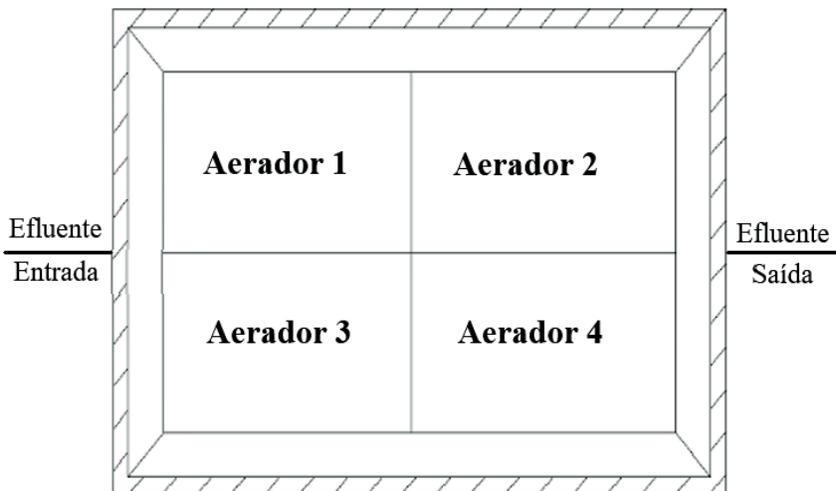


Figura 7: Representação Esquemática da Lagoa Aerada de Mistura Completa.

VON SPERLING (1996) afirma que “em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30 e 50% e fósforo é inferior a 35%”. Neste projeto, foram adotados valores de eficiência, estabelecendo uma remoção de 50% para NT e 35% para PT no tratamento do efluente. Antes da execução das estratégias de remoção, as concentrações de Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT) no efluente estavam em 68,9 mg/l e 26,6 mg/l, respectivamente. Ao aplicar a metodologia previamente descrita, conseguimos obter uma remoção significativa de 34,45 mg/l para NT e 9,31 mg/l para PT, onde o nível de NT no efluente é reduzido de 68.9 mg/L para 34.45 mg/L e %, o nível de PT no efluente é reduzido de 26.6 mg/L para 17.29 mg/L.

4 | CONCLUSÃO

A partir dos dados coletados durante a avaliação deste projeto de tratamento de águas residuárias de suco de frutas, é possível concluir que a estratégia sequencial sugerida demonstrou uma efetividade notável na eliminação de vários componentes, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT). Dentre lagoas analisadas, a lagoa aerada de mistura completa se destaca, apresentando uma eficiência de remoção de 97% da DBO₅ presente no efluente.

REFERÊNCIAS

ABIR. (2021). Associação Brasileira das Indústrias de Refrigerantes e de Bebidas Não Alcoólicas. Relatório anual.

DIAS, R. (2022). Tratamento de águas residuárias: Processos físicos e biológicos. *Revista de Tecnologia Ambiental*, 11(1), 45-60.

FERNANDES, R., & ALMEIDA, V. (2018). Impacto dos nutrientes na eutrofização de corpos de água. *Journal of Environmental Management*, 34(3), 345-352.

HIDROSUL. Ficha técnica: peneira estática PE 1000. Canoas: Hidrosul, 2020. Disponível em: https://www.hidrosul.com.br/wp-content/uploads/2020/04/FichaTecnica_PeneiraEstatica_r1.pdf. Acesso em: 10 set. 2024.

IBGE. (2022). Cidades e Estados: Nova Iguaçu. Disponível em: IBGE Nova Iguaçu. Acesso em: 2024.

INMET. (2023). Normais Climatológicas do Brasil. Disponível em: INMET Meteogramas. Acesso em: 2024.

Lima, J. C. P. (2022). Dimensionamento de um sistema de tratamento de esgotos para o distrito de Tinguá localizado em Nova Iguaçu-RJ. *Revista Episteme Transversalis*, 13(3), 132-168.

METCALF E EDDY, Inc. (1991) Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. 3ª Edição, McGraw-Hill, Inc., Singapura.

METCALF; EDDY. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5. ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda, 2016

MORAIS, N. W. S.; COELHO, M. M. H.; SILVA, F. S. S.; PEREIRA, E. L.; SANTOS, A. B. Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuárias agroindustriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 3, p. 489-500, maio/jun. 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/f9SQHmr5JRtkB3Sym9KRj5C/?format=pdf>. Acesso em: 21 maio de 2024.

NIVETEC. Catálogo técnico: calha Parshal S120. São Paulo: Nivetec, 2023. Disponível em: https://www.nivetec.com.br/arquivos/Catalogo_Nivetec_S120_Nivetec.pdf. Acesso em: 10 set. 2024.

NUNES, José Alves. Tratamento biológico de águas residuárias. 3 ed. Aracaju, SE: Gráfica Editora J. Andrade, 2012. 277 p.

NUNES, José Alves. Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais. 4.ed. Aracaju, SE: Gráfica Editora J. Andrade, 2010. 298 p.

OLIVEIRA, P., & LIMA, T. (2020). Compostos fenólicos em efluentes da produção de suco de frutas. *Química Nova*, 43(5), 567-572.

SILVA, M., SOUZA, J., & CARVALHO, A. (2019). Caracterização e tratamento de efluentes da indústria de suco de frutas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 23(2), 135-142.

SPERLING, Von. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Volume 3. 2. ed. ampliada. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

CLEISEANO EMANUEL DA SILVA PANIAGUA - Técnico em Química pelo Colégio Profissional de Uberlândia (2008), Bacharel em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (2010), Licenciado (2011) e Bacharel em Química Industrial (2023) pela Universidade de Uberaba (UNIUBE), em Ciências Biológicas (2021) e em Física (2022) pela Faculdade Única de Ipatinga (FUNIP). Especialista em Metodologia do Ensino de Química e em Ensino Superior pela Faculdade JK Serrana em Brasília (2012), especialista em Ensino de Ciências e Matemática pelo Instituto Federal do Triângulo Mineiro (2021), especialista em Ciências Naturais e Mercado de Trabalho (2022) pela Universidade Federal do Piauí (UFPI) e especialista em Química Analítica pela Faculdade Metropolitana do Estado de São Paulo (FAMEESP) em 2024. Mestre (2015) e doutor (2018) em Química Analítica pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Realizou o primeiro estágio Pós-Doutoral (de maio de 2020 a abril de 2022) e cursou o segundo estágio (2022-2024) na UFU com ênfase na aplicação de novos agentes oxidantes utilizando radiação solar para remoção de Contaminantes de Preocupação Emergente (CPE) em efluentes de uma estação de tratamento de esgoto. Atuou como técnico em laboratório/Química pelo Instituto Federal de Goiás (2010-2022), químico e responsável técnico pelos laboratórios da Unicesumar/Polo Patrocínio e professor do SENAI de Minas Gerais e Goiás. Atualmente é professor de química do Colégio Militar do Tocantins em Araguaína/TO. Atuando nas seguintes linhas de pesquisa: (i) Desenvolvimento de novas metodologias para tratamento e recuperação de resíduos químicos gerados em laboratórios de instituições de ensino e pesquisa; (ii) estudos de acompanhamento do CPE; (iii) Desenvolvimento de novas tecnologias avançadas para remoção de CPE em diferentes matrizes aquáticas; (iv) Aplicação de processos oxidativos avançados ($H_2O_2/UV\ C$, $TiO_2/UV\ A$ e foto-Fenton e outros) para remoção de CPE em efluentes de estação de tratamento de efluentes para reuso; (v) Estudo e desenvolvimento de novos bioadsorventes para remediação ambiental de CPE em diferentes matrizes aquáticas; (vi) Educação Ambiental e; (vii) alfabetização científica e processos de alfabetização na área de Ciências Naturais, especialmente biologia e química. É membro do corpo editorial da Atena Editora desde 2021 e já organizou mais de 90 e-books e publicou 43 capítulos de livros nas diferentes áreas de Ciências da Natureza, Engenharia Química e Sanitária/Ambiental, Meio ambiente dentre outras áreas.

A

Águas 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 24, 27, 29, 30, 31, 36, 38, 39, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 62, 67, 69, 71, 72, 73, 86, 87, 90, 102, 103

Aquíferos 29, 30, 31, 32, 34, 35, 38, 39

B

Biodigestor 51, 52, 54

Biodiversidade 45

Biofertilizante 48

C

Cemitérios 29, 30, 31, 32, 36, 37, 38, 39

Ciclo hidrológico 18, 24

Círculo de Bananeiras 49

Comunidades urbanas 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 54, 55, 56

Conservação ambiental 46, 47, 54, 55, 56

Corpos d'água 27, 43, 45, 54, 56, 86

Crescimento urbano 19, 45, 72

D

Decomposição 48, 49

Degradation of pollutants 74, 77

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 86, 88, 91, 102

Demanda Química de Oxigênio (DQO) 88

Desenvolvimento urbano 18, 19, 27, 46

Dimensão humana 44

E

Ecosistemas 44, 45

Efluentes 10, 86, 87, 95, 103, 104

Esgotamento sanitário 41, 42, 43, 44, 46, 47, 56, 59, 62, 65, 72

Esgoto 43, 45, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 57, 58, 65, 68, 71, 104

Eutrofização 86, 87, 103

F

Favelas 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 54, 55, 56, 61

Filtro de Areia 50

Fossa 48, 49, 50, 52, 53, 57

H

Hidrogramas 23, 24, 25

Húmus 48

I

Impactos ambientais 19

Impermeabilidade da superfície 18

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 47, 58, 63

L

Lagoas facultativas 86, 91, 98, 102

M

Macro drenagem 19, 62, 63, 64, 65, 67, 69, 72

Matéria orgânica 31, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 86, 87, 91, 100, 103

Meio ambiente 1, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 15, 16, 36, 38, 43, 45, 46, 56, 57, 58, 86, 87, 104

Método GOD 29, 32

Método POSH 29, 36, 37, 38

Micro-organismos 49, 50, 51, 53, 54

Micro reservatórios 18, 24, 25, 26, 27

Minhocas 48

Mudanças climáticas 18, 19

N

Necrópoles 29, 30, 31, 37

O

Ordenações Filipinas 4, 5, 6, 15, 17

P

Paisagem urbana 19

Planejamento urbano 41, 44, 45, 57, 59, 72

Política Nacional de Recurso Hídricos 1

Política Nacional do Meio Ambiente 1, 10, 13

Pollutant removal 74, 75, 77, 78, 82

Q

Qualidade de vida 44, 54, 56, 61, 72

R

Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) 51

Recursos hídricos 1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 27, 28, 29

Reservatórios 18, 19, 23, 24, 25, 26, 27

Resíduos 8, 15, 43, 45, 48, 52, 65, 68, 71, 72, 86, 87, 88, 104

Reúso 45, 49

S

Saneamento básico 15, 16, 41, 42, 44, 45, 56, 57, 58, 62, 65, 68, 71, 72

Sistema de drenagem 18, 24, 26, 60, 61, 62, 63, 68, 71, 72, 73

Soluções Baseadas na Natureza (SBN) 41, 42, 43, 44, 47, 55, 56, 57

Sub-bacia 18, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 27

Subsolo 7, 29, 31, 35, 36

Sucos de frutas 87

Sustentável 3, 7, 9, 10, 13, 15, 18, 19, 20, 24, 41, 42, 43, 44, 46, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 73

T

Teresina 16, 18, 20, 21, 22, 28, 29, 30, 31, 32, 35, 36, 37, 38, 39, 40

V

Vala de Filtração 50

Vaso sanitário 47, 48, 49, 51, 52, 53

Vazão 18, 20, 22, 24, 25, 26, 49, 88, 89, 90, 91, 92, 96, 97, 100, 101

Vermifiltro 47, 48

Vertical Flow Constructed Wetlands 74, 75, 76, 78, 80, 82, 83, 84, 85

W

Wastewater 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 103

Z

Zonas rurais 41, 43, 44, 46, 47, 54, 56

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

SUSTENTABILIDADE EM AÇÃO 3

-  www.atenaeditora.com.br
-  contato@atenaeditora.com.br
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  www.facebook.com/atenaeditora.com.br

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

SUSTENTABILIDADE EM AÇÃO 3

-  www.atenaeditora.com.br
-  contato@atenaeditora.com.br
-  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
-  www.facebook.com/atenaeditora.com.br