



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ**  
**IFCE *CAMPUS* FORTALEZA**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

**JOANA GABRIELA CAMPOS SOUSA TORRES**

**AVALIAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM REGIME DE *TIDAL FLOW***  
**PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS POLUÍDAS: ESTUDO DE CASO COM O**  
**RIACHO MARANGUAPINHO**

**FORTALEZA**  
**2025**

JOANA GABRIELA CAMPOS SOUSA TORRES

AVALIAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM REGIME DE *TIDAL FLOW* PARA  
TRATAMENTO DE ÁGUAS POLUÍDAS: ESTUDO DE CASO COM O RIACHO  
MARANGUAPINHO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire  
Andrade

FORTALEZA  
2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Instituto Federal do Ceará - IFCE  
Sistema de Bibliotecas - SIBI  
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

TORRES, JOANA GABRIELA CAMPOS SOUSA.

AVALIAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM REGIME DE TIDAL FLOW PARA  
TRATAMENTO DE ÁGUAS POLUÍDAS: ESTUDO DE CASO COM O RIACHO  
MARANGUAPINHO / JOANA GABRIELA CAMPOS SOUSA TORRES. - 2025.  
104 f.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental,  
Campus Fortaleza, 2025.

Orientação: Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire Andrade.

1. Infraestrutura Verde-Azul. 2. Fluxo Vertica. 3. Rio Maranguapinho. 4. Canna Indica. 5. Xanthosoma  
sagittifolium. I. Título.

CDD 628

---



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ  
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

### FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.012996/2025-66

Interessado: Marcus Vinicius Freire Andrade

**JOANA GABRIELA CAMPOS SOUSA TORRES**

### AValiação DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM REGIME DE TIDAL FLOW PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS POLUÍDAS: ESTUDO DE CASO COM O RIACHO MARANGUAPINHO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **30/09/2025**.

### BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire Andrade** (orientador)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

**Prof. Dra. Dayane de Andrade Lima**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Morada Nova

**Prof. Dr. Altair Rosa**

Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR)



Documento assinado eletronicamente por **Altair Rosa, Usuário Externo**, em 14/10/2025, às 20:03, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcus Vinicius Freire Andrade, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 15/10/2025, às 15:45, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Dayane de Andrade Lima, Professor (a) do Ensino Básico Técnico e Tecnológico**, em 16/10/2025, às 14:35, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site [https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0) informando o código verificador **7934257** e o código CRC **030DD8F1**.



## **AGRADECIMENTOS**

Dentro da infinidade de pessoas, forças e energias que conspiraram para a realização deste trabalho ao longo desses dois anos, as quais sou muito grata, agradeço principalmente a mim mesma. Pela perseverança, diligência e determinação de aprender diante de uma jornada tão desafiadora. Saio desta etapa com orgulho e mais completa.

Meus agradecimentos são imensos a todo o Instituto Federal do Ceará, juntamente com os docentes do Programa de Pós Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental que tornaram o processo leve, organizado e enriquecedor. Fui muito acolhida e levarei o nome do Programa e da Instituição onde for.

Possuo ainda uma gratidão especial pelo meu orientador Marcus Andrade que, alinhado ao PGTGA, sempre se disponibilizou com uma escuta ativa, conhecimento didático e compreensão diante das minhas limitações, necessidades e interesses, além de me guiar para o melhor caminho.

Agradeço com carinho o meu bolsista Rafael Maiango, um exemplo de profissional, que, além de contribuir intrinsecamente com o desenvolvimento da pesquisa, foi uma companhia reconfortante e divertida na rotina laboratorial.

Da mesma forma agradeço ao Laboratório de Tecnologia Ambiental - LATAM, por disponibilizar todos os recursos necessários, assim como um ambiente acolhedor com profissionais acessíveis para orientar e sanar questionamentos. Aprecio profundamente toda a recepção calorosa que cada um dos usuários me proporcionou.

Pelo incentivo a iniciar e prosseguir nesse caminho, pela parceria em ruas perigosas, dias chuvosos, ardentes, domingos e feriados, agradeço ao meu companheiro David. Você foi facilitador, catalisador e essencial para todas as etapas do mestrado.

Grata também aos meus colegas de mestrado que formaram uma equipe de trocas valiosas de conhecimento, desabafos e conexão.

Agradeço, com destaque fundamental, a Fundação Cearense de Apoio Técnico e Científico - FUNCAP, que permitiu a realização e continuação desta pesquisa por meio do suporte financeiro com o fomento da bolsa de mestrado.

Por fim, agradeço a todos os meus familiares e amigos que contribuíram com a escuta, incentivo e que acreditaram no meu potencial.

*“A filosofia de viver com a água é totalmente oposta à de viver contra a água. Nós retemos a água; nós desaceleramos a água; nós abraçamos a água.”*

*Kongjian Yu*

## RESUMO

A poluição dos recursos hídricos e os frequentes alagamentos em Fortaleza refletem desafios na gestão do saneamento e gestão urbana, agravados pelo crescimento populacional, ocupação desordenada e mudanças climáticas. As Soluções Baseadas na Natureza (SBN) surgem como alternativas sustentáveis para mitigar esses problemas, aproveitando a resiliência da natureza aliada à tecnologia para criar sistemas eficientes, como os wetlands construídos. Esta pesquisa avaliou a eficiência de wetlands construídos para o tratamento de águas poluídas simuladas do Rio Maranguapinho, em Fortaleza, Ceará, Brasil. O estudo abrangeu a caracterização do rio e o desenvolvimento de um sistema de wetlands construídos, em escala de bancada, contendo duas espécies de macrófitas (sistemas isolados e em consórcio), a fim de avaliar a influência de cada planta no tratamento. Foram monitorados parâmetros físico-químicos da água antes e após o tratamento, além da adaptação das macrófitas no ambiente experimental. Os resultados indicaram que os wetlands de fluxo vertical tiveram um bom desempenho na remoção de fósforo, demanda química de oxigênio (DQO) e amônia, sob condições climáticas de insolação e chuvas intensas. O uso de wetlands com a espécie *Canna indica* se destacou pela eficiência no tratamento de fósforo, mas a *Xanthosoma Sagittifolium* apresentou um desempenho satisfatório de modo geral, assim como o consórcio entre as espécies. Os parâmetros atenderam às normas do CONAMA nº 357, embora seja recomendada a ampliação para referências normativas complementares. No contexto do Rio Maranguapinho, identificou-se que décadas de ocupação irregular e abandono comprometeram sua recuperação, exigindo estratégias mais integradas e eficazes. A fase experimental mostrou que wetlands podem ser uma solução sustentável para a reabilitação dos recursos hídricos, mesmo em locais de variabilidade climática. Assim, o estudo reforça o potencial das SBN para o planejamento urbano e ambiental de Fortaleza, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes e resilientes.

**Palavras-chave:** Infraestrutura Verde-Azul. Fluxo vertical. Rio Maranguapinho. *Canna indica*; *Xanthosoma sagittifolium*.

## ABSTRACT

Water resource pollution and frequent flooding in Fortaleza reflect challenges in sanitation and urban management, exacerbated by population growth, unplanned occupation, and climate change. Nature-Based Solutions (NBS) emerge as sustainable alternatives to mitigate these issues, leveraging nature's resilience combined with technology to create efficient systems, such as constructed wetlands. This study evaluated the efficiency of constructed wetlands in treating simulated polluted water from the Maranguapinho Stream in Fortaleza. The research included river characterization and the development of an experimental bench-scale system containing two macrophyte species (in isolated and mixed systems) to assess the influence of each plant on treatment efficiency. Physicochemical water parameters were monitored before and after treatment, as well as the adaptation of macrophytes to the experimental environment. The results indicated that vertical-flow wetlands performed well in removing phosphorus, chemical oxygen demand (COD), and ammonia under climatic conditions of high sunlight exposure and heavy rainfall. Wetlands using *Canna indica* stood out for their efficiency in phosphorus treatment, while *Xanthosoma sagittifolium* showed satisfactory overall performance. The parameters met the standards of CONAMA No. 357, although an expansion to additional regulatory references is recommended. In the context of the Maranguapinho River, decades of unregulated occupation and neglect have compromised its recovery, requiring more integrated and effective strategies. The experimental phase demonstrated that wetlands could be a sustainable solution for rehabilitating water resources, but the study highlights the need for further analysis during periods of greater climatic variability and for expanding the integration of regulatory criteria. Thus, this research reinforces the potential of NBS for urban and environmental planning in Fortaleza, contributing to the development of more efficient and resilient strategies.

**Keywords:** Green-Blue Infrastructure. Vertical Flow. Maranguapinho River. *Canna indica*. *Xanthosoma sagittifolium*.

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                   |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 01 — Fluxograma das tipologias de wetlands construídos.....                                                | 22 |
| Figura 02 — Combinação de espécies no rio Deule, França.....                                                      | 25 |
| Figura 03 — Canal do Parque com wetlands no verão.....                                                            | 26 |
| Figura 04 — Alagados de wetlands no período do inverno.....                                                       | 26 |
| Figura 05 — Curso d'água paralelo ao rio do Parque Houtan.....                                                    | 26 |
| Figura 06 — Wetlands construídos e plantação de girassóis do Parque Houtan.....                                   | 26 |
| Figura 07 — Esquema ilustrado dos tipos biológicos de macrófitas.....                                             | 26 |
| Figura 08 — Padrão climático de Fortaleza ao longo do ano.....                                                    | 28 |
| Figura 09 — Mapa dos recursos hídricos e áreas verdes nas bacias hidrográficas de<br>Fortaleza.....               | 34 |
| Figura 10 — Mapa de enquadramento dos recursos hídricos de Fortaleza .....                                        | 34 |
| Figura 11 — Recursos Hídricos potenciais prioritários para as SBN .....                                           | 36 |
| Figura 12 — Localização do rio Maranguapinho e ponto de coleta de amostras.....                                   | 37 |
| Figura 13 — Corte esquemático do sistema.....                                                                     | 38 |
| Figura 14 — Imagens 3D dos sistemas.....                                                                          | 39 |
| Figura 15 — Lixo depositado nas margens do Rio maranguapinho .....                                                | 40 |
| Figura 16 — Gradeamento e ciclovias implementadas ao longo do curso do Rio<br>maranguapinho .....                 | 47 |
| Figura 17 — Afluente do rio maranguapinho recebendo contribuições ilegais de esgoto<br>doméstico.....             | 47 |
| Figura 18 — Mapa dos assentamentos precários ao longo do rio Maranguapinho em termos<br>de saneamento básico..... | 48 |
| Figura 19 — Trecho do Rio Maranguapinho no ponto de coleta, no mês de setembro.....                               | 49 |
| Figura 20 — Ligações clandestinas de esgoto no Rio maranguapinho a poucos metros do<br>ponto de coleta .....      | 50 |
| Figura 21 — Floração S1.....                                                                                      | 51 |
| Figura 22 — Clorose S1.....                                                                                       | 72 |
| Figura 23 — Pontas comidas e queimadas S1.....                                                                    | 72 |
| Figura 24 — Infestação de cochonilhas.....                                                                        | 72 |
| Figura 25 — Clorose S3.....                                                                                       | 73 |
| Figura 26 — Folhas saudáveis.....                                                                                 | 73 |

|                                                                                        |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Gráfico 01 — Variação da concentração de Fósforo Total ao longo da Série Temporal..... | 73 |
| Gráfico 02 — Gráficos de Box Plot de Fósforo no período seco.....                      | 61 |
| Gráfico 03 — Gráficos de Box Plot de Fósforo no período chuvoso.....                   | 62 |
| Gráfico 04 — Variação da concentração de Surfactante ao longo da Série Temporal.....   | 63 |
| Gráfico 05 — Gráficos de Box Plot de Surfactante no período seco. ....                 | 67 |
| Gráfico 06 — Gráficos de Box Plot de Surfactante no período chuvoso.....               | 68 |
| Gráfico 07 — Variação da concentração de DQO ao longo da Série Temporal.....           | 68 |
| Gráfico 08 — Gráficos de Box Plot de DQO no período seco.....                          | 70 |
| Gráfico 09 — Gráficos de Box Plot de DQO no período chuvoso.....                       | 72 |
| Gráfico 10 — Variação da concentração de Amônia ao longo da Série Temporal.....        | 73 |
| Gráfico 11 — Gráficos de Box Plot de Amônia no período seco.....                       | 74 |
| Gráfico 12 — Gráficos de Box Plot de Amônia no período chuvoso.....                    | 75 |
| Gráfico 13 — Variação da concentração de Nitrito ao longo da Série Temporal.....       | 75 |
| Gráfico 14 — Gráficos de Box Plot de Nitrito no período seco.....                      | 77 |
| Gráfico 15 — Gráficos de Box Plot de Nitrito no período chuvoso.....                   | 78 |
| Gráfico 16 — Variação da concentração de Nitrato ao longo da Série Temporal.....       | 79 |
| Gráfico 17— Gráficos de Box Plot de Nitrato no período seco.....                       | 81 |
| Gráfico 18 — Gráficos de Box Plot de Nitrato no período chuvoso.....                   | 81 |
| Gráfico 19 — Variação do pH ao longo da Série Temporal.....                            | 83 |
| Gráfico 20 — Variação da Condutividade ao longo da Série Temporal.....                 | 85 |
| Gráfico 21 — Altura média das plantas ao longo dos ciclos.....                         | 85 |
| Gráfico 22 — Quantidade média foliar por ciclo.....                                    | 91 |

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

|             |                                                                         |    |
|-------------|-------------------------------------------------------------------------|----|
| Quadro 01 — | Vantagens e desafios no uso de SBN para o tratamento de água .....      | 20 |
| Quadro 02 — | Comparação entre as soluções de infraestrutura verde e cinza .....      | 23 |
| Quadro 03 — | Síntese de diferentes IVA .....                                         | 24 |
| Quadro 04 — | Avaliação dos wetlands de acordo com sua função .....                   | 28 |
| Quadro 05 — | Diretrizes e ações de design para cada tipologia de wetland .....       | 29 |
| Quadro 06 — | Quadro síntese das atividades metodológicas .....                       | 39 |
| Quadro 07 — | Dados censitários dos bairros que o rio Maranguapinho perpassa .....    | 57 |
| Tabela 01 — | Média obtida dos Parâmetros analisados do Rio Maranguapinho .....       | 60 |
| Tabela 02 — | Estatística descritiva geral da água poluída simulada do afluente ..... | 62 |
| Tabela 03 — | Relação entre os parâmetros e o padrão de qualidade CONAMA .....        | 90 |

## LISTA DE SIGLAS

|        |                                                              |
|--------|--------------------------------------------------------------|
| ABNT   | Associação Brasileira de Normas Técnicas                     |
| APP    | Área de Preservação Permanente                               |
| CE     | Condutividade Elétrica                                       |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente                           |
| DQO    | Demanda Química de Oxigênio                                  |
| FV     | Fluxo Vertical                                               |
| HFCW   | <i>Horizontal Flow Constructed Wetland</i>                   |
| IFCE   | Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará |
| IC     | Infraestrutura Cinza                                         |
| IUCN   | União Internacional para a Conservação da Natureza           |
| IVA    | Infraestrutura Verde-Azul                                    |
| LAS    | <i>Linear Alkylate Sulfonate</i> (surfactante)               |
| LATAM  | Laboratório de Tecnologia Ambiental                          |
| NT     | Nitrogênio Total                                             |
| ODS    | Objetivos do Desenvolvimento Sustentável                     |
| ONU    | Organização das Nações Unidas                                |
| PGTGA  | Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental   |
| PT     | <i>Phosphorus</i> (Fósforo) Total                            |
| SBN    | Soluções Baseadas na Natureza                                |
| SDT    | Sólidos Dissolvidos Totais                                   |
| ST     | Sólidos Totais                                               |
| TRH    | Tempo de Retenção Hidráulica                                 |
| VFCW   | <i>Vertical Flow Constructed Wetland</i>                     |
| WC     | Wetland Construído                                           |



## SUMÁRIO

|                 |                                                                                        |           |
|-----------------|----------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.</b>       | <b>INTRODUÇÃO.....</b>                                                                 | <b>13</b> |
| <b>2.</b>       | <b>OBJETIVOS.....</b>                                                                  | <b>16</b> |
| <b>2.1.</b>     | <b>Objetivo Geral.....</b>                                                             | <b>16</b> |
| <b>2.2.</b>     | <b>Objetivos Específicos.....</b>                                                      | <b>16</b> |
| <b>3.</b>       | <b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>                                                      | <b>17</b> |
| <b>3.1.</b>     | <b>Soluções Baseadas Na Natureza.....</b>                                              | <b>17</b> |
| <b>3.1.1.</b>   | <b>Vantagens, Desafios E Perspectivas.....</b>                                         | <b>17</b> |
| <b>3.2.</b>     | <b>Sbns de Infraestruturas.....</b>                                                    | <b>20</b> |
| <b>3.3.</b>     | <b>Tipologia e classificação dos wetlands construídos.....</b>                         | <b>23</b> |
| <b>3.3.1.</b>   | <b><i>Wetlands construídos como estratégia de tratamento de águas urbanas.....</i></b> | <b>26</b> |
| <b>3.4.</b>     | <b>Mecanismos De Tratamento Dos Wetlands.....</b>                                      | <b>30</b> |
| <b>3.5.</b>     | <b>Parâmetros físico-químicos como indicadores de eficiência.....</b>                  | <b>34</b> |
| <b>4.</b>       | <b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>                                                        | <b>37</b> |
| <b>4.1.</b>     | <b>Caracterização da Área de Estudo: Fortaleza.....</b>                                | <b>37</b> |
| <b>4.2.</b>     | <b>Caracterização dos Sistemas de Wetlands Construídos.....</b>                        | <b>44</b> |
| <b>4.2.1.</b>   | <b><i>Montagem dos sistemas.....</i></b>                                               | <b>44</b> |
| <b>4.2.2.</b>   | <b><i>Macrófitas.....</i></b>                                                          | <b>46</b> |
| <b>4.2.3.</b>   | <b><i>Adaptação e operação dos sistemas.....</i></b>                                   | <b>47</b> |
| <b>4.3.</b>     | <b>Monitoramento e análise de dados.....</b>                                           | <b>48</b> |
| <b>4.4.</b>     | <b>Manutenção e acompanhamento das macrófitas.....</b>                                 | <b>49</b> |
| <b>5.</b>       | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>                                                     | <b>50</b> |
| <b>5.1.</b>     | <b>Caracterização Do Rio Maranguapinho.....</b>                                        | <b>50</b> |
| <b>5.1.1.</b>   | <b><i>Caracterização Da Água Do Rio Maranguapinho.....</i></b>                         | <b>56</b> |
| <b>5.2.</b>     | <b>Avaliação dos sistemas de Wetlands Construídos.....</b>                             | <b>59</b> |
| <b>5.2.1.</b>   | <b><i>Parâmetros Físico-Químicos.....</i></b>                                          | <b>59</b> |
| <b>5.2.1.1.</b> | <b><i>Caracterização da Água Poluída Simulada.....</i></b>                             | <b>59</b> |
| <b>5.2.1.2.</b> | <b><i>Fósforo.....</i></b>                                                             | <b>61</b> |
| <b>5.2.1.3.</b> | <b><i>LAS.....</i></b>                                                                 | <b>65</b> |
| <b>5.2.1.4.</b> | <b><i>Matéria Orgânica (DQO).....</i></b>                                              | <b>68</b> |
| <b>5.2.1.5.</b> | <b><i>Nitrogênio.....</i></b>                                                          | <b>72</b> |
| <b>5.2.2.</b>   | <b><i>Parâmetros de pH e Condutividade.....</i></b>                                    | <b>82</b> |

|        |                                                          |    |
|--------|----------------------------------------------------------|----|
| 5.2.3. | <i>Observância aos padrões de qualidade da água.....</i> | 86 |
| 5.2.4. | <i>Avaliação Do Desenvolvimento Da Planta.....</i>       | 88 |
| 6.     | <b>CONCLUSÃO.....</b>                                    | 92 |
|        | <b>REFERÊNCIAS.....</b>                                  | 94 |

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil ainda enfrenta desafios significativos no acesso ao saneamento básico. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2023), cerca de 90 milhões de pessoas não possuem acesso à rede de coleta de esgoto, equivalente a 30% da população urbana, e cerca de 34% do esgoto coletado não é tratado. Em Fortaleza, Ceará, os números também são expressivos: apenas 66,5% da população está conectada à rede coletora (SINISA, 2023), e apenas 55,34% do esgoto é efetivamente tratado (CAGECE, 2018). Como consequência, parte expressiva dos resíduos sanitários é lançada diretamente em corpos hídricos urbanos, contribuindo para a degradação ambiental e a propagação de doenças.

Essas problemáticas que permeiam o desenvolvimento urbano, têm se intensificado em decorrência do crescimento populacional, ocupação desordenada e planejamento inadequado (Ribeiro e Bárbara, 2023). O quadro ambiental também é alarmante e tem sido impactado por essas condições antropológicas. Assim, cria-se uma relação cíclica na qual as intervenções humanas prejudicam o meio ambiente que, por sua vez, responde com desastres naturais, os quais aprofundam as dificuldades de estruturação do espaço urbano.

Em Fortaleza, a luta por moradia e a gentrificação levam muitas pessoas a ocuparem áreas de preservação, onde o mercado imobiliário não pode usufruir. Porém, muitas vezes, são regiões sujeitas a alagamentos, sem saneamento básico e bastante adensadas, o que propicia situações de desastres naturais, como deslizamentos e inundações.

De fato, grande parte dos recursos hídricos da cidade é poluído, em decorrência de ligações clandestinas e ausência de esgotamento sanitário (Maia, 2008; Araújo, 2016). Enquanto a canalização de riachos e córregos, através de estruturas de concreto, prejudica a drenagem urbana e contribuem com a percepção pública de que esses cursos d'água são apenas canais de esgoto e poluição, em vez de elementos naturais

Assim, eventos extremos, como alagamentos, têm se tornado recorrentes na capital cearense. Fatores como desmatamento, ocupação das calhas fluviais e ausência de infraestrutura adequada de drenagem urbana estão entre as principais causas desses desastres (Menescal et al., 2001; Santos, 2021).

Nesse contexto, torna-se urgente pensar em estratégias sustentáveis e adaptativas para reabilitação dos sistemas naturais e mitigação dos impactos urbanos, especialmente em áreas de clima semiárido como Fortaleza.

Sob esse viés, as Soluções Baseadas na Natureza (SBN) têm sido reconhecidas internacionalmente como alternativas eficazes, resilientes e de baixo custo para enfrentar os desafios urbanos relacionados à água. Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2016), SBN são ações inspiradas e sustentadas pela natureza que abordam desafios sociais de forma eficaz e adaptativa, ao mesmo tempo em que proporcionam benefícios para o bem-estar humano e a biodiversidade.

Dentre as tipologias de SBN, destacam-se os wetlands construídos, sistemas artificiais projetados para imitar os processos naturais de áreas alagadas, promovendo o tratamento de águas residuais, a retenção de nutrientes, o controle de enchentes e a melhoria da qualidade da água. Sua aplicação em ambientes urbanos, representa uma inovação importante, especialmente em contextos com baixa cobertura de saneamento e alta pressão hídrica.

Nos últimos anos, com a intensificação da crise climática, as SBN, como os wetlands construídos, ganharam mais visibilidade e destaque, tornando-se elemento central nas pesquisas e planejamento. O Wild Mile Park Chicago, nos Estados Unidos, e o Parque Sanya Dong'an, na China, são exemplos de sistemas de wetlands aplicados em escala urbana, que foram importantes para o restabelecimento das relações socioespaciais e a requalificação ambiental e paisagística de recurso hídrico.

Apesar das discussões sobre wetlands e projetos em meio urbano existirem há décadas, sua implementação ainda é limitada no Brasil. E, mesmo nos casos onde projetos de wetlands são efetivos, muitas vezes, eles carecem de uma avaliação contínua de sua capacidade de tratamento de águas residuais, controle de enchentes e recuperação ambiental.

Embora existam estudos sobre a aplicação de wetlands construídos em áreas urbanas, há uma lacuna importante no que diz respeito a experimentos em escala de bancada com controle de variáveis, voltados para o tratamento de águas de rios urbanos poluídos. Essa lacuna não se restringe apenas à utilização em escala reduzida, mas também à avaliação da efetividade desses sistemas na recuperação da qualidade da água diante da adição de poluentes.

Além disso, há escassez de dados técnicos locais sobre a eficiência desses sistemas no tratamento de águas superficiais contaminadas por esgoto doméstico em áreas periféricas e densamente ocupadas, o que limita sua adoção por gestores públicos e impede sua consolidação como solução escalável.

Dessa forma, é de suma importância compreender a aplicabilidade dos wetlands construídos, como elemento inovador dentro do planejamento urbano e ambiental, assim

como avaliar a eficiência no contexto local. Esse trabalho, portanto, busca estudar a viabilidade de Soluções Baseadas na Natureza na recuperação de recursos hídricos em Fortaleza, através de um estudo de wetlands para o tratamento ambiental do Rio Maranguapinho.

Esta pesquisa justifica-se pela baixa cobertura de saneamento básico em áreas urbanas, associada à poluição crônica dos corpos hídricos e à falta de alternativas eficazes e economicamente viáveis de tratamento descentralizado. Ao propor um sistema experimental de wetlands construído com espécies vegetais locais e de baixo custo, o estudo contribui tanto para a produção científica quanto para a formulação de políticas públicas baseadas em soluções sustentáveis adaptadas às realidades locais.

A proposta também se alinha às diretrizes do Novo Marco Legal do Saneamento (Lei n.º 14.026/2020), que estabelece metas de universalização e incentiva a inovação tecnológica no setor. Por fim, a pesquisa articula-se com a Agenda 2030 da ONU, especialmente os ODS 6 (água e saneamento), ODS 11 (cidades sustentáveis) e ODS 13 (ação contra a mudança global do clima).

Este trabalho está organizado em capítulos que abordam, inicialmente, a fundamentação teórica sobre Soluções Baseadas na Natureza e *Wetlands* Construídos. Em seguida, apresenta-se a metodologia do experimento em escala de bancada, com detalhamento das espécies vegetais e variáveis analisadas. Além de uma análise sobre o contexto urbano e ambiental da bacia hidrográfica do Rio Maranguapinho, serão discutidos os resultados do tratamento, desenvolvimento das plantas e suas implicações para o planejamento urbano sustentável em Fortaleza.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a eficiência de sistemas de wetlands construídos em escala de bancada, operados em regime de *Tidal Flow*, para a remoção de águas poluídas simuladas do Riacho Maranguapinho, em Fortaleza.

### **2.2 Objetivos Específicos**

**I-** Identificar recursos hídricos passíveis de implementação das estratégias, selecionar um e caracterizar a área de estudo;

**II-** Implementar um sistema de wetland em escala de bancada para o tratamento de água poluída simulada;

**III-** Monitorar e analisar parâmetros físico-químicos nos sistemas wetlands, através dos parâmetros de Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Matéria Orgânica e pH;

**IV-** Avaliar a adaptação e o desenvolvimento de duas espécies de macrófitas, no ambiente experimental, verificando qual espécie apresenta o melhor desempenho.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Soluções Baseadas Na Natureza

A Comissão Europeia (2017) define Soluções Baseadas na Natureza como abordagens inspiradas pela natureza que, além de serem economicamente viáveis, proporcionam benefícios ambientais, sociais e econômicos simultâneos. Essas soluções incorporam a natureza em áreas urbanas, paisagens e zonas costeiras, utilizando instruções adaptadas às situações locais de maneira eficiente e sistemática. Ou seja, são técnicas que se inspiram nos mecanismos adaptativos da natureza atrelados à intervenção antrópica.

As SBN no tratamento de águas residuárias podem desempenhar um papel significativo na promoção de ambientes mais saudáveis. Isso se dá ao melhorar a qualidade da água e enriquecer o ambiente natural, beneficiando os habitats circundantes. As áreas naturais e as SBN não apenas favorecem a saúde física e mental, mas também são recomendadas para a obtenção de ar e água limpa, promovendo, assim, o bem-estar humano. Além disso, as SBN apresentam características estéticas e propriedades restauradas, reunindo as pessoas e fortalecendo os laços comunitários (Vairavamoorthy; Masi, 2021).

Segundo Brix (1995), os wetlands, tipologia de SBN, são utilizadas estrategicamente pelos humanos há muitos séculos, entretanto, esse tópico começou a ser fomentado em recentes discussões, especialmente após a pandemia de Covid-19, em 2020. Desde então, as mudanças climáticas ocuparam um espaço central na gestão mundial, e as SBN surgem como principal estratégia dentro do planejamento urbano sustentável.

Segundo a IUCN (2021), as Soluções Baseadas na Natureza são consideradas estratégias essenciais para a adaptação global às mudanças climáticas e quando solucionadas de maneira integrada e planejada em uma escala global, têm o potencial de conter o aumento da temperatura global em 1,5°C até 2050, prevenindo assim desastres ambientais. Diante disso, é incontestável a relevância de abordar a SBN em pesquisas acadêmicas e iniciativas políticas.

##### *3.1.1 Vantagens, Desafios E Perspectivas*

Dentre as diversas possibilidades de implementação de Soluções Baseadas na Natureza, são muitos os benefícios e dificuldades. Vale ressaltar, que o foco deste trabalho é centrado nas soluções voltadas para o tratamento da água. Vairavamoorthy e Masi (2021) trazem as principais potencialidades e problemas oriundos do uso de SBN no âmbito do tratamento de água no Quadro 01.

Quadro 01— Vantagens e desafios comuns no uso de SBN para o tratamento de água.

| <b>VANTAGENS RECORRENTES</b>                        | <b>DESAFIOS FREQUENTES</b>                                                                                              |
|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Procedimentos altamente confiáveis                  | Esquemas de múltiplos estágios e híbridos podem ser necessários para cumprir limites rigorosos de remoção de nutrientes |
| Boa qualidade do efluente                           | Alta demanda de área em comparação com soluções tecnológicas convencionais                                              |
| Utilizável em diferentes climas e localidades       | Operação e manutenção adequadas também da etapa de tratamento primário                                                  |
| Fácil construção: materiais e vegetação locais      | Falta de diretrizes padrão sobre design e dimensionamento para tipos de SBN desenvolvidos recentemente                  |
| Redução de recursos como químicos e energia         | Requer um projeto preciso de acordo com as condições locais                                                             |
| Menor custo e manutenção simples                    | Acumulação de fósforo e metais no solo ou outros compartimentos de SBN                                                  |
| Pode ser aplicado para tratamentos descentralizados |                                                                                                                         |
| Sustentável                                         |                                                                                                                         |
| Multifuncional                                      |                                                                                                                         |
| Capaz de reduzir a escassez de água                 |                                                                                                                         |
| Promove a diversidade microbiana                    |                                                                                                                         |

Fonte: Adaptado de Vairavamoorthy e Masi (2021).

É imprescindível apontar alguns benefícios, como a boa qualidade do efluente, a possibilidade de adaptação a diferentes climas, a facilidade de construção e o menor custo de implementação e manutenção. Esses fatores tornam mais possível o interesse político e financiamentos para projetos utilizando-se de SBN.

Dentre os problemas recorrentes apontados por Vairavamoorthy e Masi (2021) estão, em particular, a alta demanda de área em comparação com soluções tecnológicas convencionais, falta de diretrizes padrão sobre design e dimensionamento para tipos de SBN desenvolvidos recentemente, que requer um projeto preciso de acordo com as condições locais. Essas questões são elementares para a escolha do recurso hídrico e formulação do projeto.



Zhou e Zhu (2022) destacam alguns desafios na implementação de SBN em larga escala, como a escassez de conhecimento local e de base empírica. Faltam estudos de caso contextualizados, além de dados sobre a efetividade das SBN em diferentes condições ambientais, climáticas e socioeconômicas. Essa limitação compromete a elaboração de soluções adequadas às particularidades dos territórios onde são aplicadas.

Outro desafio importante é a carência de profissionais qualificados, também mencionada como um entrave significativo. A implementação bem-sucedida das SBN exige uma equipe técnica multidisciplinar, capaz de integrar conhecimentos de ecologia, engenharia, planejamento urbano e ciências sociais. No entanto, ainda há poucos especialistas preparados para desenvolver, executar e avaliar projetos com base nesses princípios.

Por fim, os autores ressaltam as dificuldades relacionadas ao monitoramento e à avaliação dos benefícios das SBN. A ausência de métodos padronizados para medir os impactos ecológicos, sociais e econômicos dificulta a comprovação da eficácia dessas soluções, o que, por sua vez, compromete sua aceitação e replicabilidade em políticas públicas e investimentos urbanos.

Assim, no sentido de direcionar projetos que envolvam as Soluções Baseadas na Natureza, Frantzeskaki (2019) elaborou 7 diretrizes para o planejamento de soluções baseadas na natureza:

- 1- As soluções baseadas na natureza precisam de ser esteticamente apelativas para os cidadãos;
- 2- Soluções baseadas na natureza criam novos bens comuns urbanos verdes;
- 3- Experimentar soluções baseadas na natureza requer confiança no governo local e no próprio processo de experimentação;
- 4- A co-criação de soluções baseadas na natureza requer diversidade e aprendizagem a partir da inovação social;
- 5- Soluções baseadas na natureza exigem governança colaborativa;
- 6- Uma narrativa inclusiva de missão para soluções baseadas na natureza pode permitir a integração a muitas agendas urbanas e ;
- 7-Projetar soluções baseadas na natureza de modo a aprendê-las e replicá-las no longo prazo.

### **3.2 Sbn de Infraestruturas**

As SBN englobam uma variedade de estratégias sustentáveis voltadas para a gestão de recursos naturais e adaptação às mudanças climáticas, podem ser aplicadas em diferentes

áreas, como gestão de ecossistemas, manutenção de serviços ambientais, restauração de habitats degradados e serviços públicos. No entanto, no contexto deste trabalho, o foco será nas soluções voltadas para a infraestrutura, mais especificamente na infraestrutura verde-azul.

A infraestrutura verde-azul (IVA), refere-se a um sistema integrado de áreas naturais e seminaturais, planejadas estrategicamente para desempenharem funções ecológicas e fornecerem uma gama de serviços ecossistêmicos essenciais para as comunidades. Entre esses serviços estão, a purificação da água, melhoria da qualidade do ar, oferta de espaços para lazer, a mitigação e adaptação às mudanças climáticas, e a gestão dos impactos relacionados ao excesso de chuva, proporcionando diversos benefícios para as comunidades (Pinto; Inácio; Pereira, 2023).

A IVA busca trabalhar em harmonia com a natureza, oferecendo soluções que imitam ou amplificam processos naturais, em vez de substituí-los com construções artificiais e é considerada um meio mais favorável à natureza para gerenciar o risco de inundações urbanas (Lamond; Everett, 2019). Esse conceito se diferencia da chamada infraestrutura cinza (IC), que compreende construções rígidas e tradicionais, como paredões de concreto, diques, canalização e outras estruturas físicas que muitas vezes têm impactos negativos no meio ambiente.

O Quadro 02, traz critérios comparativos entre a IVA e a IC, apresentando os aspectos positivos e negativos de cada infraestrutura. É destacado que a IVA abrange soluções que demandam projetos adaptados e específicos, sendo necessário profissionais de diversas áreas e contribuição comunitária de forma colaborativa. E isso, juntamente com o período de adaptação, estabilização dos sistemas e requisição de uma área maior, pode tornar o processo de implementação bem mais prolongado.

Quadro 02— Comparação entre as soluções de infraestrutura verde e cinza, destacando as vantagens e desvantagens de cada uma.

| <b>CrITÉRIOS de Avaliação</b>  | <b>Infraestrutura Verde</b>                                                                                                                                                                              | <b>Infraestrutura Cinza</b>                                                                                                                                                                                                    |
|--------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Abordagem de Engenharia</b> |  Exige soluções personalizadas, específicas ao local e projeto, com pouca adaptabilidade à padronização e replicação. |  Soluções tradicionais de engenharia permitem padronização e replicação, o que pode reduzir significativamente custos e prazos de entrega. |

|                                                |                                                                                                                                                                 |                                                                                                                                                |
|------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Pegada Física (área)</b>                    | ✗ Geralmente requer uma grande pegada física devido à baixa densidade energética.                                                                               | ✓ Normalmente necessita de uma pequena pegada física devido à alta densidade energética.                                                       |
| <b>Pegada Ambiental</b>                        | ✓ Pegada ambiental reduzida, sendo baseada na natureza, autossustentável e regenerativa.                                                                        | ✗ Pegada ambiental elevada, com uso intensivo de materiais e energia nos processos de fabricação, distribuição e operação.                     |
| <b>Velocidade de Entrega da Funcionalidade</b> | ✗ Pode levar tempo (anos) para crescer e atingir certa cobertura e capacidade.                                                                                  | ✓ Soluções tradicionais fornecem funcionalidade e capacidade total desde o início da operação.                                                 |
| <b>Susceptibilidade a Fatores Externos</b>     | ✓ Sujeita a condições climáticas extremas, mudanças sazonais e doenças, mas com regeneração natural após desastres.                                             | ✗ Sujeita a falhas mecânicas de equipamentos industriais, interrupções de energia e volatilidade dos preços.                                   |
| <b>Custos Operacionais e de Manutenção</b>     | ✓ Custos significativamente menores, com necessidade apenas de monitoramento e feedback.                                                                        | ✗ Custos frequentemente mais altos devido ao consumo de energia, além de requisitos operacionais e de manutenção constantes.                   |
| <b>Necessidade de Recapitalização</b>          | ✓ A recapitalização ao longo da vida útil é insignificante, e a desativação varia conforme a tecnologia; soluções verdes são autossustentáveis e não depreciam. | ✗ Soluções cinzas depreciam com o tempo e têm capacidade finita, necessitando de substituição/desativação significativa ao final da vida útil. |

Fonte: Adaptado de Joint Industry White Paper, TNC (2013).

Embora a IVA tenha suas dificuldades, os benefícios têm um destaque expressivo em detrimento da IC, tendo em vista o baixo custo, a adaptação às mudanças climáticas, o potencial paisagístico e apelo social.

Dentre as diversas IVA, se destacam os jardins de chuva, telhado verde, biovaleta, fossa ecológica, alagados construídos (*wetlands*), corredores ecológicos, permeabilização de canais e vias, parques e áreas verdes urbanas.

Cada uma dessas soluções possui forma e função diferentes, contudo, há semelhanças entre determinados sistemas, como o telhado verde, jardins de chuva, biovaletas e *wetlands* construídos, os quais têm um papel fundamental na mitigação de enchentes e tratamento de água. O Quadro 03 traz uma síntese dos aspectos que diferenciam essas IVA, sendo elementar esclarecer esses sistemas com o fito de não haver confusão a respeito de suas similaridades.

Quadro 03— Síntese de diferentes IVA.

| Sistema                                                                                         | Definição                                                                                                                             | Função Principal                                                          | Composição                                                                                                                             | Tipo De Vegetação                                                           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| <b>Telhado Verde</b><br>(Rizzo; Cirrincione; La Gennusa; Peri; Scaccianoce, 2023)               | Cobertura predial que incorpora vegetação plantada em uma camada de meio de cultivo                                                   | Melhorar o conforto térmico e absorver a água da chuva                    | Substrato, material filtrante, elemento de drenagem, barreira anti raiz e camada impermeabilizante                                     | Herbáceas e gramíneas, em poucos casos arbustos e árvores de pequeno porte. |
| <b>Jardim De Chuva</b><br>(A Palermo; Turco; Pirouz; Presta; Falco; Stefano; Frega; Piro, 2023) | Depressões vegetadas que coletam o escoamento descarregado de áreas impermeáveis circundantes                                         | Drenar a água da chuva e abastecer aquíferos                              | Uma depressão natural ou artificial do solo com uma camada média de solo poroso, uma camada de cobertura morta superficial e vegetação | Arbustos, herbáceas, gramíneas e árvores de pequeno porte                   |
| <b>Biovaleta</b><br>(Sagrelus, Blecken, Hedström, Ashley e Viklander, 2023)                     | Sistema vegetado com plantas em um leito de solo, onde ocorre o escoamento de águas pluviais é filtrado através do material filtrante | Drenar e tratar a água da chuva para conduzir ao sistema de abastecimento | Calha em concreto, material filtrante (areia, solo, cascalho etc.) e sistema de drenagem subterrânea                                   | Arbustos, herbáceas e gramíneas                                             |
| <b>Wetlands Construídos</b><br>(Parde; Patwa; Shukla; Vijay; Killedar; Kumar, 2021)             | Unidade de tratamento sustentável que recebem água poluída                                                                            | Tratar e absorver a água poluída                                          | Varia de acordo com a tipologia e plante escolhida                                                                                     | Macrófitas                                                                  |

Fonte: Elaboração própria (2024).

### 3.3 Tipologia e classificação dos wetlands construídos

Dentro do arcabouço de técnicas que se enquadram nas SBN, as IVA têm obtido um grande destaque no planejamento urbano. Os telhados e paredes verdes, jardins filtrantes e biovaletas, são sistemas que absorvem e tratam a água oriunda do escoamento superficial, contribuindo com a drenagem em enchentes, e fazem parte das IAV.

Os wetlands construídos também se enquadram nesse contexto, contudo, podem ser utilizados para tratar água cinza e níveis elevados de poluição em recursos hídricos doces e salinos, e já possuem normas regulamentadoras do dimensionamento no Brasil. São sistemas de alagados, que atuam como filtros naturais, onde as bactérias formam um biofilme nas raízes da planta (macrófita). O sistema pode ser configurado de diversas formas, quanto ao tipo de substrato, vazão, técnica de escoamento da água, espécie da planta, forma e área.

O Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais da ONU, vislumbrando a execução do ODS, tem implementado missões utilizando soluções tecnológicas baseadas na natureza para a recuperação de rios, dentre as quais, está o tratamento de águas cinzentas e negras usando soluções verdes com foco na sustentabilidade e no melhor custo-benefício. Nesse sentido, os wetlands são as tecnologias mais adaptadas para o tratamento de águas cinzas e negras, possuindo diversos estudos a respeito de sua capacidade de tratamento.

Os wetlands construídos podem promover uma variabilidade de possibilidades estéticas e funcionais, especialmente em larga escala. Dentro do contexto atual, a aplicação em escala urbana é indispensável para a recuperação de áreas degradadas. Assim, os impactos positivos para a sociedade e ecossistema se tornam mais expressivos.

Segundo Sperling *et al.* (2017), os wetlands são tecnologias naturais eficazes para o tratamento de diversos tipos de água poluída. Em comparação com outras tecnologias, as áreas atuais de tratamento apresentam requisitos baixos de operação e manutenção e são robustos, tornando-as menos suscetíveis a variações nas condições de entrada. Os wetlands podem tratar eficientemente esgoto primário, secundário ou terciário, além de diversos tipos de águas residuais e agrícolas.

Sezerino e Silva (2021), dividem os wetlands construídos em duas categorias também, de escoamento subsuperficial e escoamento superficial (Figura 01). Os wetlands de escoamento superficial incluem Fluxo Horizontal e de Fluxo Vertical, ambas possuem substrato filtrante para compor os sistemas (Sperling *et al.*, 2017).

Quanto ao fluxo e aeração, os wetlands verticais possuem uma maior variação de tipologias. O wetland francês de tratamento de fluxo vertical, é uma configuração

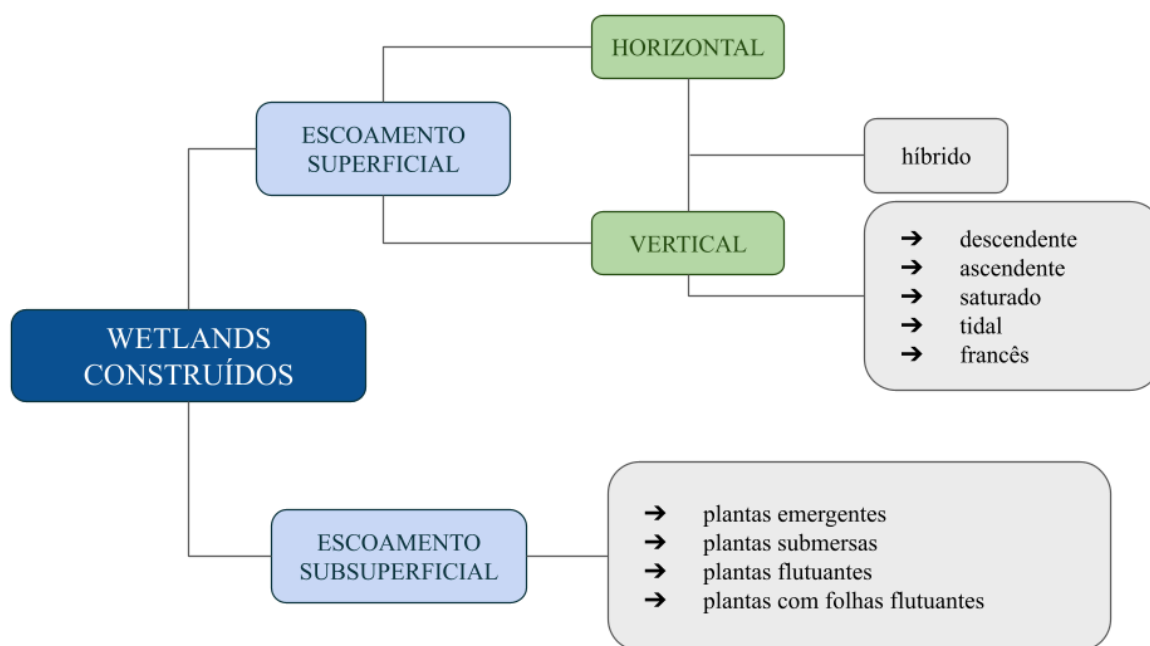
caracterizada por dois estágios verticais consecutivos, com diferentes meios filtrantes, e projetado e operado especificamente para climas temperados (Tondera; Rizzo; Molle, 2021). Os wetlands *Tidal Flow* (fluxo das marés) são compostos por ciclos periódicos de enchimento e drenagem, que criam ambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios variados dentro de uma unidade de tratamento (Behrends, 2021).

Nos wetlands de escoamento subsuperficial, há os wetlands de fluxo livre, wetlands naturais e wetlands flutuantes. Os wetlands de fluxo livre (FWS), são unidades densamente vegetadas onde a água flui acima da superfície. Esse sistema é normalmente utilizado para o tratamento terciário de águas residuais (Sperling *et al.*, 2017).

Os wetlands naturais são áreas alagadas com água parada ou em movimento lento, cobertas por plantas que crescem acima da superfície. Elas têm solos ricos em matéria orgânica que ajudam a limpar a água de forma natural. As plantas absorvem nutrientes como nitrogênio e fósforo, enquanto a água se move devagar, permitindo que partículas e poluentes se sedimentem ou sejam filtradas. Esses ecossistemas ajudam a melhorar a qualidade da água e protegem rios e lagos, funcionando também como um sistema de drenagem natural da água.

Os wetlands flutuantes são compostos por macrófitas aquáticas emergentes, que ficam suspensas no nível da água, por meio de uma plataforma flutuante. As rizosferas dessas plantas estão suspensas no volume de água livre abaixo da plataforma, servindo como locais microbianamente ativos para o desenvolvimento de biofilme. A plataforma flutuante pode ser construída com diversos materiais, inclusive reciclados, como garrafas de polietileno (Gearheart; Tondera, 2021).

Figura 01— Fluxograma das tipologias de wetlands construídos.



Fonte: Adaptado de acervo GESAD (2021).

Vairavamoorthy e Masi (2021), definem esses wetlands de acordo com sua função, em níveis de alto, médio e baixo, apresentado no Quadro 04. Os wetlands construídos compõem uma função principal de tratamento de água para reuso, enquanto os wetlands naturais podem oferecer mais benefícios no que diz respeito à recuperação ambiental.

Quadro 04— Avaliação dos wetlands de acordo com sua função. Vermelho-baixo, Amarelo-médio, Verde-Alto.

|                          | Fluxo Vertical | Fluxo Vertical Francês | Fluxo Horizontal | Fluxo Tidal | Fluxo Livre | Wetlands Naturais | Wetlands Flutuantes |
|--------------------------|----------------|------------------------|------------------|-------------|-------------|-------------------|---------------------|
| Fauna                    | Amarelo        | Amarelo                | Amarelo          | Amarelo     | Verde       | Verde             | Verde               |
| Flora                    | Vermelho       | Vermelho               | Vermelho         | Vermelho    | Verde       | Verde             | Verde               |
| Regulação De Temperatura | Verde          | Verde                  | Verde            | Verde       | Vermelho    | Vermelho          | Vermelho            |
| Mitigação Enchentes      | Verde          | Verde                  | Verde            | Verde       | Amarelo     | Verde             | Amarelo             |
| Sequestro De Carbono     | Verde          | Vermelho               | Verde            | Verde       | Verde       | Verde             | Verde               |
| Produção De Biomassa     | Vermelho       | Vermelho               | Vermelho         | Vermelho    | Amarelo     | Verde             | Amarelo             |
| Valor Paisagístico       | Amarelo        | Amarelo                | Amarelo          | Amarelo     | Verde       | Verde             | Verde               |
| Lazer                    | Vermelho       | Vermelho               | Vermelho         | Vermelho    | Verde       | Verde             | Verde               |

|                   |  |  |  |  |  |  |  |
|-------------------|--|--|--|--|--|--|--|
| Polinização       |  |  |  |  |  |  |  |
| Fonte De Alimento |  |  |  |  |  |  |  |
| Reúso De Água     |  |  |  |  |  |  |  |

Fonte: Adaptado de Vairavamoorthy e Masi (2021).

### 3.3.1 Wetlands construídos como estratégia de tratamento de águas urbanas

Os wetlands podem ser aplicados em diferentes contextos, desde o tratamento de água para reuso quanto a reabilitação de ecossistemas poluídos. Dentro do planejamento urbano, o design para wetlands precisa ser pensado de forma estratégica para cada situação. Song, Albert e Prominski (2020) trazem que os tipos de wetlands em parques urbanos estão presentes em três formas: (A) ribeirinhas, (B) lacustres e, (C) pantanosas, ilustrado no Quadro 05. As ribeirinhas se instalam em planícies de inundação de rios, riachos e córregos, independente da perenidade e são aplicadas de acordo com o movimento do rio. As de ambientes lacustres estão presentes em lagoas e lagos, mas é necessário que haja uma inundação contínua. Enquanto as do tipo três ocorrem em terrenos pantanosos e alagadiços, onde pode ocorrer inundação sazonal e permanente.

Quadro 05— Diretrizes e ações de design para cada tipologia de wetland.

| Tipo de wetlands | Diretrizes de Design                                                                                                                                                                                                                                                         | Ações de Design                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
|------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (A) ribeirinhas  | A1. Tolerar variações do nível da água no lago e riachos<br>A2. Aumentar a área de inundação<br>A3. Variar a altura do talude<br>A4. Design com revestimento da margem<br>A5. Criar wetlands artificiais<br>A6. Melhorar a estabilidade dos bancos<br>A7. Integrar o público | A1. Poços dentro do plano de inundação<br>A2. Vegetação resistente<br>A3. Terraços pantanosos<br>A4. Poços de águas pluviais<br>A5. Estabilizar margens<br>A6. Jardins de bacias perto do lago<br>A7. Canais com trilhas adjacentes<br>A8. Terraços para pedestres<br>A9. Espaços para grupos especiais |
| (B) lacustres    | B1. Design de zonas de transição<br>B2. Conectar a borda do lago a espaços abertos<br>B3. Variação na linha do litoral<br>B4. Cultivar habitats de corais e peixes<br>B5. Integrar o público                                                                                 | B1. Dividir em zonas protegidas e espaços abertos<br>B2. Faixas de plantação projetadas para proteger a costa<br>B3. Terraços com passarelas que descem até a água<br>B4. Retenção de bacias<br>B5. Parede de pedras para estabilizar a costa<br>B6. Caminhos de integração ao longo da margem          |



|                |                                                                                                                         |                                                                                                                                                                                               |
|----------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (C) pantanosas | C1. Aumentar a diversidade<br>C2. Design com sistemas de zonas pantanosas<br>C3. Conectar a vegetação a espaços abertos | C1. Poços com diferentes profundidades<br>C2. Dividir as zonas pantanosas e conectá-las com áreas abertas<br>C3. Filtração de águas da chuva<br>C4. Trilhas de recreação nas áreas pantanosas |
|----------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Fonte: Adaptado de Song, Albert e Prominski (2020).

Na composição de parques de wetlands urbanos, Zhou *et al.*, (2023) enfatizam a importância da eco-economia, atrelada às condições topográficas do local, incorporando as características socioculturais e históricas no processo. Isso porque, a sustentabilidade de um parque urbano de wetlands, não depende somente da sua estrutura paisagística e características funcionais, mas também do ambiente ecológico da cidade e desenvolvimento socioeconômico.

Já sob a perspectiva do projeto urbano, Ahn (2019) identificou que existem três elementos de design, quando se trabalha com wetlands como infraestrutura urbana: Heterogeneidade Topográfica (MT) a Conectividade Hidrológica (HC) e a Diversidade de Plantas (PD).

A MT refere-se às pequenas variações na superfície do solo, como elevações e depressões. Essas variações ajudam a criar diferentes habitats e melhorar a biodiversidade. Algumas técnicas, como a discagem do solo, podem criar essa heterogeneidade, o que, por sua vez, melhora a qualidade da água e a diversidade de plantas, ao permitir a retenção de água e a promoção de processos, como a desnitrificação.

Já a HC, aborda o quão bem um wetland está conectado a fontes de água próximas, como riachos e sistemas de drenagem. Um wetland bem conectado pode receber água rica em nutrientes, o que ajuda na filtragem de poluentes. No entanto, também é importante equilibrar a quantidade de nutrientes, para não prejudicar a diversidade de plantas e a qualidade do habitat.

Por último, a PD é um elemento que envolve a variedade de plantas introduzidas em um pântano. Os estudos elaborados por Ahn (2019), mostraram que plantar uma diversidade de espécies no início, pode levar a uma comunidade de plantas mais ricas ao longo do tempo (Figura 02). A diversidade também está relacionada à saúde do solo e à produtividade, o que contribui para a qualidade do habitat.

Figura 02— Combinação de espécies no rio Deule, França.



Fonte: Lamiot (2004).

O Parque Del Agua, em Saragoça, no rio Ebro, é um exemplo de projeto urbano que integra wetlands ribeirinhos com estratégias sustentáveis alinhadas às SBN. Sua infraestrutura foi projetada para tolerar variações no nível da água e ampliar a área de inundação, permitindo que o rio transborde periodicamente sem comprometer a funcionalidade do espaço. A vegetação local atua como filtro natural da água e contribui para a estabilização das margens, incluindo espécies resistentes às variações hídricas. Além disso, os wetlands construídos promovem a drenagem natural da água pluvial e reforçam a interação entre o público e o ambiente (Figura 03 e Figura 04).

Figura 03— Canal do Parque com wetlands no verão.



Fonte: Associação espanhola de parques e jardins públicos (s.d.).

Figura 04— Alagados de wetlands no período do inverno.



Fonte: Associação espanhola de parques e jardins públicos (s.d.).

Outro projeto de referência é o Parque Linear Houtan, em Xangai, localizado às margens do rio Huangpu. Seu design incorpora wetlands e terraços que permitem a filtragem natural da água, além de suportar variações de nível hídrico. A presença de wetlands e áreas alagadas expandidas aumenta a área de inundação e reduz riscos de enchentes. O sistema de

biofiltração é realizado por meio de macrófitas plantadas em margens revestidas, capazes de filtrar poluentes, remover nutrientes e estabilizar os terraços pantanosos. Esses aspectos são evidenciados no curso d'água paralelo ao rio e na integração de wetlands com áreas de plantação (Figura 05 e Figura 06).

Figura 05— Curso d'água paralelo ao rio do Parque Houtan.



Fonte: Turenscape (2017).

Figura 06— Wetlands construídos e plantação de girassóis do Parque Houtan.



Fonte: Turenscape (2017).

Complementando esses exemplos, Huang (2025) analisou a aplicação de wetlands construídos em larga escala no tratamento da água poluída do rio Liangtan, em Chongqing, China. Após cinco anos de operação e dois anos de monitoramento, observou-se variação sazonal na eficiência de remoção de poluentes. O sistema apresentou resultados expressivos, com remoção superior a 90% de nitrogênio amoniacal, além de altas taxas para fósforo total e demanda química de oxigênio (DQO), independentemente das oscilações climáticas.

### 3.4 Mecanismos De Tratamento Dos Wetlands

O tratamento de poluentes em wetlands construídos envolve processos físicos, químicos e biológicos, tendo como principal mecanismo a fitorremediação (Verma et al., 2025). Essa técnica, subgrupo da biorremediação, utiliza o potencial natural das plantas para descontaminar solo, água e ar, selecionando espécies conforme sua capacidade de absorção de contaminantes.

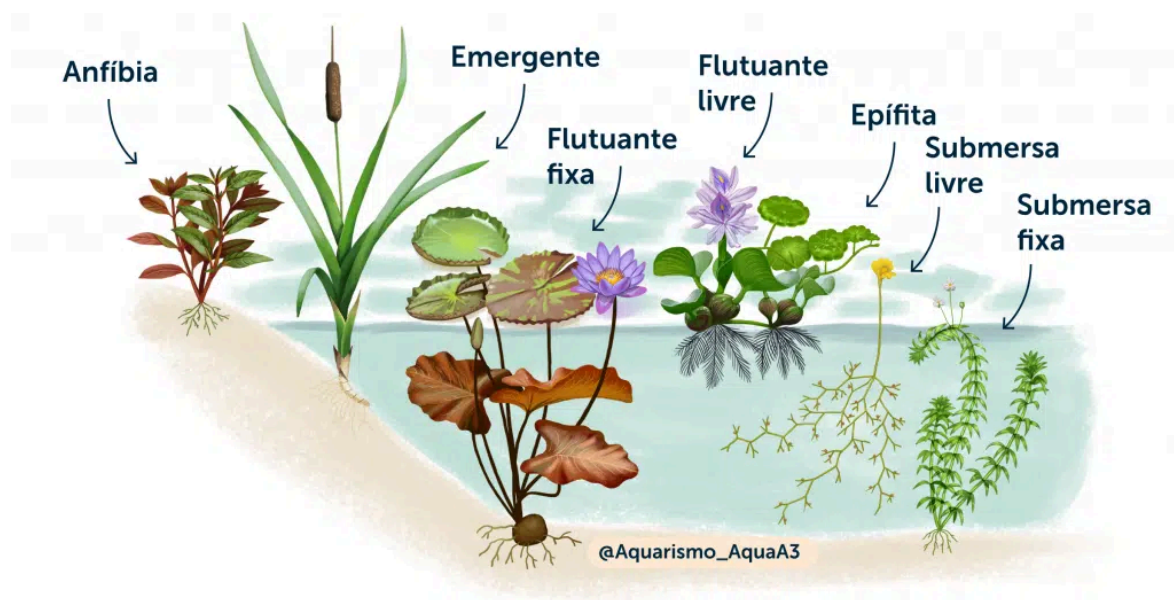
A fitorremediação ocorre por diferentes processos: fitoextração, que acumula poluentes nas partes aéreas das plantas; fitoestabilização, que imobiliza contaminantes no solo ou nos tecidos vegetais; fitodegradação, que degrada compostos por enzimas vegetais; fitovolatilização, que transforma contaminantes e os libera na atmosfera; fitoestimulação, que favorece bactérias benéficas no solo; e rizofiltração, que atua na remoção de poluentes em corpos hídricos (Petersen *et al.*, 2023).

As macrófitas são elementos fundamentais para o planejamento de wetlands, são plantas aquáticas ou de solo encharcado, capazes de tratar a água. Com grande capacidade de adaptação, estão presentes em diversos ecossistemas de água doce ou salobra. (Xavier *et al.*,

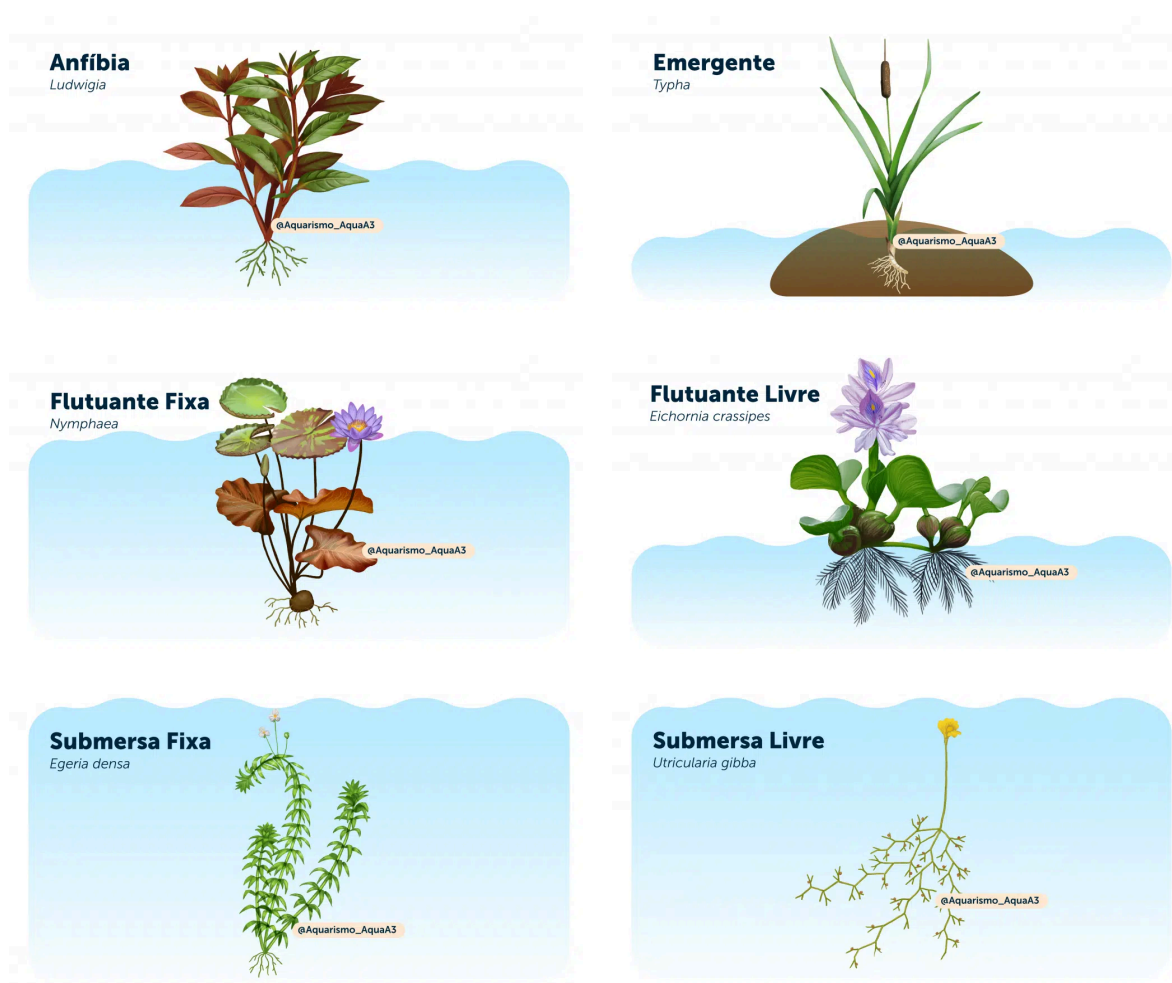
2021). Por se tratarem de plantas que se desenvolvem e reproduzem com facilidade em condições hídricas com aporte excessivo em matéria orgânica, as macrófitas podem ser indicadores de um recurso hídrico poluído. A proliferação de espécies como o Aguapé (*Eichhornia azurea*) e a Braquiária Aquática (*Urochloa arrecta*) tendem a ser um problema ambiental por ocuparem todo o espelho d'água, reduzindo as atividades ecossistêmicas daquele recurso hídrico (Texeira, 2015; Guimarães, 2023).

As macrófitas são divididas de acordo com seu biotipo e compreender essa classificação é fundamental para a escolha de espécies e seu respectivo modo de manejo e manutenção. As plantas emergentes, como *Echinochloa* e *Typha*, são enraizadas no sedimento e apresentam folhas acima da lâmina de água. As flutuantes livres, como *Eichhornia*, *Limnobium* e *Lemna*, desenvolvem-se flutuando livremente na superfície. Já as submersas enraizadas, como *Vallisneria* e *Nitella*, crescem totalmente submersas, enquanto as submersas livres, como *Utricularia*, possuem raízes pouco desenvolvidas e flutuam presas a outras plantas em águas tranquilas. Por fim, as plantas com folhas flutuantes, como *Nymphaea* e *Nymphoides*, são enraizadas no sedimento, mas têm folhas que flutuam na superfície da água (Pompeu, 2017). A Figura 07 ilustra a descrição.

Figura 07— Esquema ilustrado dos tipos biológicos de macrófitas.







Fonte: Aqua A3 (2022).

Com base nessa compreensão, é possível planejar o tipo de wetland mais adequado ao cenário a ser implementado. Plantas anfíbias e emergentes são comumente empregadas em wetlands construídos de fluxo vertical permanente, sendo também apropriadas para áreas sujeitas a alagamentos e fluxos de água intermitentes. Já as plantas flutuantes fixas, são predominantemente utilizadas em wetlands de fluxo horizontal ou fluxo livre, assim como as submersas fixas. Por sua vez, as plantas flutuantes livres são indicadas para sistemas de wetlands de fluxo livre ou wetlands flutuantes. As formas de implementação desses sistemas podem variar conforme o design idealizado, considerando as especificidades do local e os objetivos do projeto.

Kataki *et al.* (2021) destaca que plantas como *Canna indica*, *Eleocharis dulcis*, *Potamogeton crispus*, *Myriophyllum verticillatum*, *Cyperus flabelliformis*, *Scripus validus*, *Veronica serpyllifolia*, *Iris pseudacorus* podem ser recomendadas para melhor eficiência na remoção de poluentes de acordo com a literatura. Vymazal (2025) complementa enfatizando que as macrófitas emergentes mais comumente usadas são *Phragmites australis* e várias

espécies de *Typha*. Ademais, a escolha de espécies ornamentais aumenta o valor estético dos wetlands construídos. Dessa forma, entende-se que há uma grande variedade de macrófitas passíveis de serem utilizadas e devem estar em concordância com o clima local e o tipo de wetland aplicado.

No estudo conduzido por Barbosa (2025) avaliou-se como vegetação de *Xanthosoma Sagittifolium* influência no desempenho de Wetland Vertical Construído em Fluxo *Tidal* na remoção de poluentes no efluente, e considerou que a vegetação foi mais eficiente em detrimento do sistema não vegetado. Já no trabalho elaborado por Rocha et al. (2020), em um macroclima árido, foram implementadas células de wetlands flutuantes com espécies como a *Xanthosoma Sagittifolium* e *Canna Indica*, foi observado um ótimo desenvolvimento das plantas e uma melhora na qualidade da água do reservatório em que esses sistemas foram inseridos.

Outro elemento crucial na configuração de wetlands são os materiais filtrantes que compõem o substrato. A seleção do material filtrante é importante, pois contribui com o crescimento de plantas, filtração de substâncias suspensas e coloidais, sólidos e remoção de nutrientes (Kuriki, 2020). Isso porque, a filtração no WC, popularmente utilizando materiais como cascalho e brita, são o suporte de crescimento das plantas e são eficazes em retenção de sólidos em suspensão (Sezerino *et al.*, 2015) enquanto, Zhang *et al.* (2020) afirmam que os tijolos de resíduos podem ser usados como o transportador para o crescimento do biofilme do sistema de wetlands. Além disso, a reutilização de resíduos como substratos tem se destacado na última década pela eficiência na remoção de poluentes e na redução do descarte de materiais (Zhao *et al.*, 2025).

Os materiais filtrantes, também, desempenham um papel essencial como meio suporte para o desenvolvimento de biofilme microbiano, que contribui ativamente no processo de fitorremediação. Esse biofilme é formado por comunidades microbianas que auxiliam na degradação de compostos orgânicos e na remoção de nutrientes (Hou *et al.*, 2024), intensificando a eficiência dos sistemas wetlands construídos.

### **3.5 Parâmetros físico-químicos como indicadores de eficiência**

A qualidade da água é um fator essencial para a manutenção dos ecossistemas e da saúde humana. No entanto, a presença de poluentes em recursos hídricos tem se tornado uma preocupação crescente, uma vez que compostos como fósforo, surfactantes e nitrogênio podem comprometer significativamente a qualidade da água. Esses contaminantes, provenientes de esgotos domésticos, produtos de limpeza e atividades industriais, podem

causar impactos ambientais severos, como a eutrofização e a redução do oxigênio dissolvido, afetando diretamente a biodiversidade aquática. Para enfrentar esses desafios, o desenvolvimento e a implementação de tecnologias ambientais são fundamentais.

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento das plantas e para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. No entanto, quando presente em excesso nos corpos d'água, pode desencadear o processo de eutrofização, caracterizado pelo crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas. Esse fenômeno pode comprometer a qualidade da água, afetando seu uso para abastecimento, recreação e pesca, além de reduzir os níveis de oxigênio dissolvido, o que prejudica a vida aquática (CETESB, 2018).

O fósforo chega ao meio ambiente por diferentes fluxos de resíduos, incluindo esgoto doméstico, restos de alimentos e outros resíduos orgânicos. Em áreas urbanas, uma das principais fontes desse elemento é o uso de detergentes, sabões e produtos de limpeza que contêm fosfatos. Essas substâncias estão presentes nas águas cinzas oriundas de atividades diárias, como lavagem de roupas, utensílios domésticos e higiene pessoal. Quando esses efluentes são despejados nos corpos d'água sem tratamento adequado, ocorre um aumento significativo da poluição por fósforo, agravando a eutrofização (Quevedo; Paganini, 2018).

Para mitigar os efeitos do excesso de fósforo, uma solução viável é o uso de wetlands construídos, que promovem a remoção de nutrientes da água por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Esses sistemas são eficientes na melhoria da qualidade da água, reduzindo a quantidade de fósforo e ajudando na proteção dos ecossistemas aquáticos, minimizando os impactos da eutrofização (Li *et al.*, 2021).

Paralelamente à poluição por fósforo, os surfactantes presentes em detergentes também representam um risco ambiental significativo. O Linear Alquilbenzeno Sulfonato (LAS), um surfactante aniônico amplamente utilizado, é conhecido por sua capacidade de formar espuma em corpos d'água e por seus efeitos adversos nos organismos aquáticos. Esse composto pode atravessar membranas celulares, causando toxicidade para peixes e outros seres vivos, afetando suas guelras, visão e alterações fisiológicas. Além disso, pode reduzir os níveis de oxigênio dissolvido na água, agravando ainda mais os impactos ambientais (Arora *et al.*, 2022).

A biodegradação dos surfactantes ocorre principalmente por ação de microrganismos, como bactérias, que utilizam esses compostos como fonte de energia. Esse processo é essencial tanto no tratamento de efluentes quanto na recuperação de águas contaminadas,

reduzindo o impacto ambiental dos surfactantes nos ecossistemas aquáticos (Arora *et al.*, 2022).

Outro indicador importante da qualidade da água é a Demanda Química de Oxigênio (DQO), que mede a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra de água. Esse parâmetro reflete a necessidade de oxigênio para oxidar compostos orgânicos, como resíduos de alimentos, esgoto e restos de plantas e animais. Quanto maior a DQO, maior a carga orgânica e, conseqüentemente, maior o risco de poluição e degradação da qualidade da água. Elevados níveis de DQO podem estar associados tanto ao excesso de nutrientes, como o fósforo, quanto à presença de surfactantes e outros poluentes (CETESB, 2018).

O nitrogênio, assim como o fósforo, desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos, estando presente em diversas formas químicas, como amônia ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Esses compostos fazem parte do ciclo do nitrogênio e podem influenciar diretamente a qualidade da água. A presença excessiva de nitrogênio, especialmente na forma de amônia, pode levar à diminuição do oxigênio dissolvido e contribuir para a eutrofização, afetando negativamente os organismos aquáticos (Fields, 2004).

A transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e, posteriormente, em nitrato ocorre pelo processo de nitrificação, conduzido por microrganismos aeróbios. Esse processo é fundamental em estações de tratamento de águas residuárias, pois reduz a concentração de nitrogênio amoniacal antes do descarte dos efluentes. Entretanto, quando esse nitrogênio entra nos corpos d'água sem tratamento adequado, pode atuar como fertilizante para plantas aquáticas, agravando a eutrofização e prejudicando a biodiversidade local (Fields, 2004).

Além dos impactos ambientais, compostos nitrogenados também podem representar riscos à saúde humana. A amônia e o nitrato, quando presentes em concentrações elevadas na água potável, podem causar efeitos adversos à saúde, especialmente em populações vulneráveis, como crianças e idosos. Dessa forma, o monitoramento dos níveis de nitrogênio em efluentes e a adoção de tecnologias para sua remoção são fundamentais para garantir a segurança hídrica e a proteção ambiental.



#### 4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia deste estudo foi estruturada em etapas complementares que possibilitaram uma análise abrangente do problema investigado. Inicialmente, realizou-se a análise do Rio Maranguapinho, envolvendo a caracterização socioespacial da área, elaboração de mapas, levantamento bibliográfico e a análise físico-química da água.

Para avaliar a eficiência do sistema de wetlands construídos, foi desenvolvido um experimento em escala de bancada, composto por três sistemas distintos: dois contendo espécies vegetais diferentes e um terceiro combinando ambas as espécies. Amostras de água foram coletadas de um corpo hídrico previamente selecionado e os parâmetros físico-químicos foram analisados. Para o experimento, foi preparada uma água poluída, simulada a partir desse corpo hídrico que alimentou o sistema de wetlands.

Os resultados obtidos foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água. Dessa forma, foi possível avaliar a eficácia do sistema de wetlands construídos na remoção de poluentes e na melhoria da qualidade da água. O Quadro 06 apresenta, de forma sintética, cada técnica e método de pesquisa utilizado, atrelado aos objetivos específicos da pesquisa.

Quadro 06 — Síntese das atividades metodológicas e sua correlação com os objetivos específicos da pesquisa.

| <b>Técnica E Método De Pesquisa</b> | <b>Descrição</b>                                                                                                   | <b>Objetivo Específico Relacionado</b> |
|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|
| Análise Do Rio Maranguapinho        | Caracterização socioespacial, elaboração de mapas, estudo bibliográfico, análise físico-química da água.           | I                                      |
| Fase Experimental                   | Construção do experimento, elaboração de análises, monitoramento das plantas, afluente e efluente.                 | II e III                               |
| Análise Estatística De Dados        | Análise de eficiência via estatística, comparação com a normativa, percentual de remoção e desempenho das plantas. | III e IV                               |

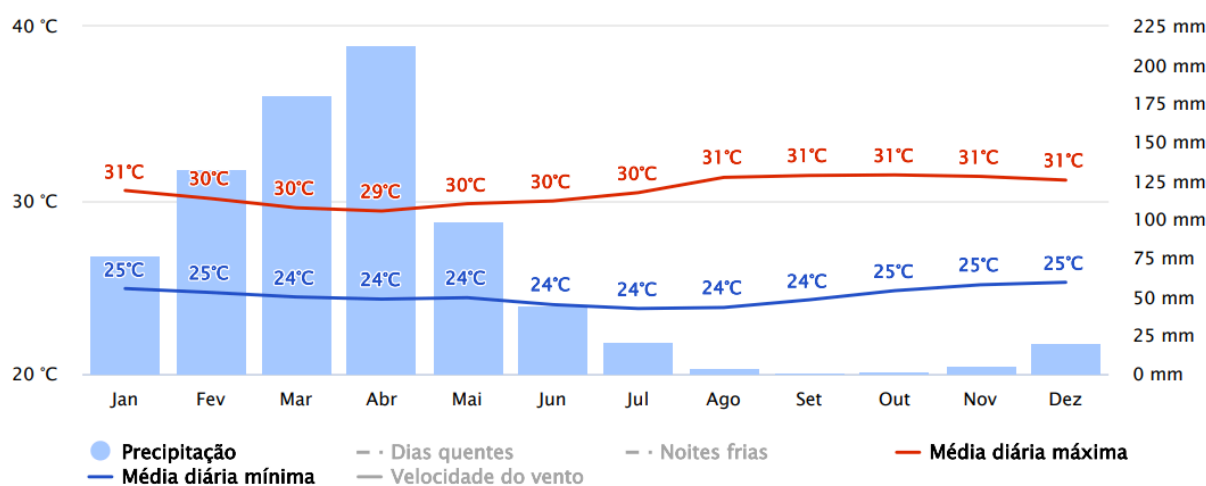
Fonte: Autora (2025).

#### 4.1 Caracterização da Área de Estudo: Fortaleza

Fortaleza é a capital do estado do Ceará, no Nordeste do Brasil. Apesar de estar em um contexto semiárido, a capital possui um microclima específico. Estando no litoral, possui umidade do ar elevada, que regula a temperatura, permanecendo majoritariamente entre 28°C e 32°C, diferentemente do que se apresenta no interior do Estado. Além disso, possui fortes ventos e dias predominantemente nublados. Sendo assim, o clima de Fortaleza é tropical úmido, caracterizado por um período chuvoso, de janeiro a junho, e a outro seco, de agosto a dezembro (Meteoblue, 2025).

A cidade de Fortaleza é rica em lagos, lagoas, além de possuir alagados, riachos e rios, constituindo-se em uma área verde bastante diversificada. Assim, torna-se necessário selecionar recursos hídricos específicos para a aplicação de SBN.

Figura 08 — Padrão climático de Fortaleza ao longo do ano.



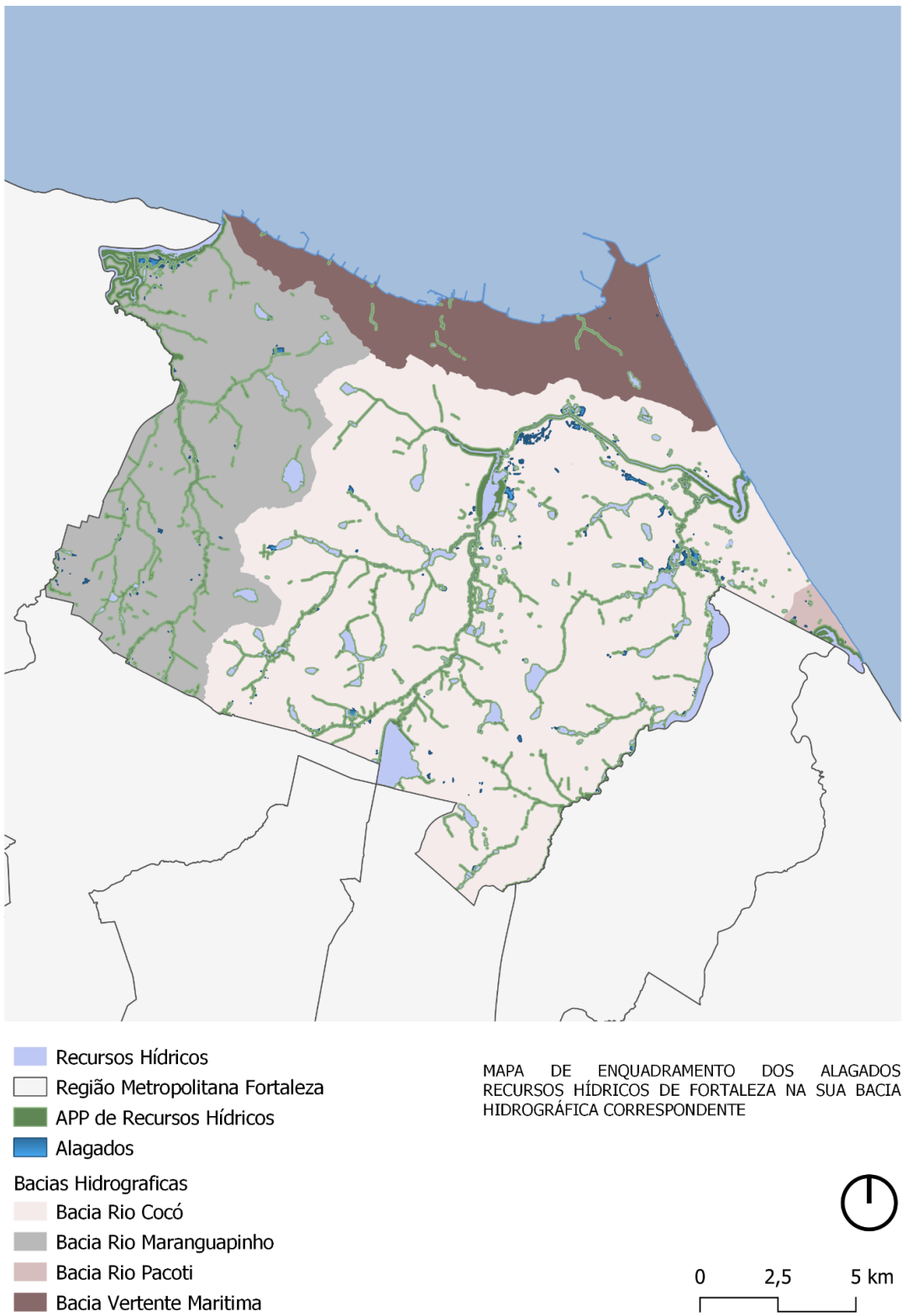
Fonte: MeteoBlue (2025).

A escolha do recurso hídrico considerou critérios como: disponibilidade de área para implementação, nível de poluição, presença de assentamentos precários, alcance da rede de esgotamento sanitário e relevância socioambiental no espaço urbano de Fortaleza.

Fortaleza possui quatro bacias hidrográficas: a do rio Cocó, do rio Maranguapinho, do rio Pacoti e a vertente marítima. A bacia do rio Cocó apresenta maior extensão no território, além de concentrar a maior parte dos rios, riachos e lagos da cidade. Por outro lado, a bacia do rio Pacoti adentra em Fortaleza apenas em um trecho, possuindo pouca interferência no território, como pode ser observado na Figura 09. Nas bacias hidrográficas do rio Maranguapinho e da vertente marítima, concentram-se a maior parte dos habitantes de

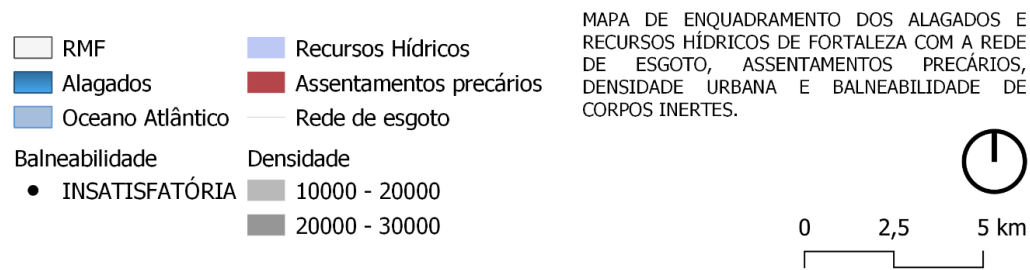
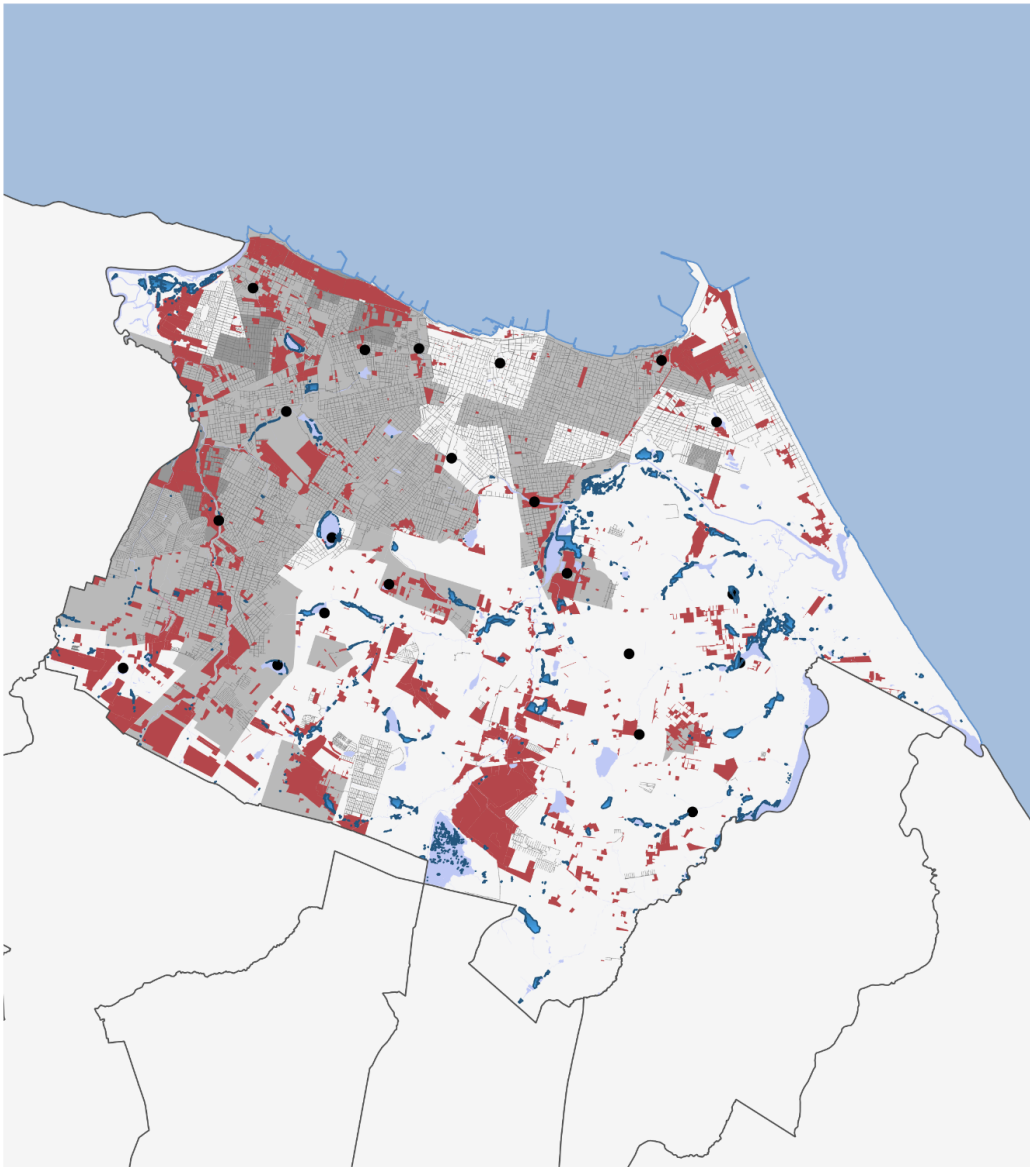
Fortaleza, e ambas desembocam no sentido norte da cidade. A bacia do rio Maranguapinho, ao contrário da vertente marítima, possui uma rede hidrográfica bastante ramificada, permeando toda a área, conforme ilustrado na Figura 10 (Prefeitura de Fortaleza, 2023).

Figura 09— Mapa dos recursos hídricos, áreas verdes nas bacias hidrográficas de Fortaleza.



Fonte: Elaboração própria, dados Prefeitura de Fortaleza (2025).

Figura 10— Mapa de enquadramento dos recursos hídricos de Fortaleza.



Fonte: Elaboração própria, dados Prefeitura de Fortaleza (2025).

Em um segundo momento, foi realizada uma sobreposição de informações sobre o espaço urbano de Fortaleza, contendo os recursos hídricos, a balneabilidade insatisfatória, alcance da rede de esgoto e assentamentos precários.

Desse modo, foi possível filtrar quais recursos hídricos possuíam a balneabilidade insatisfatória, assentamentos precários e acesso a rede de esgotamento sanitário, este como característica estratégica, sendo possível identificar e realizar a expansão corretiva da rede de esgoto.

Essa etapa de sobreposição de informações, resultou em uma série de recursos hídricos, que, por sua vez, foram filtrados de acordo com a área disponível para implantação e visibilidade no espaço urbano, ou seja, recursos hídricos com áreas livres e densas.

Como resultado, destacado pela figura 11, foram identificados sete recursos hídricos prioritários passíveis de implementação de Soluções Baseadas na Natureza: Riacho Maranguapinho, Riacho Floresta, Açude João Lopes, Lagoa da Itaperaoba, Canal do Lagamar, Lagoa do Cabo Velho e Lagoa do Gengibre.

Para esta pesquisa, o Rio Maranguapinho, revelou-se prioritário e potencial. Sua ocupação ocorre em toda a bacia hidrográfica e impacta diferentes tipos de habitantes da cidade, além de possuir conexão com outros municípios.

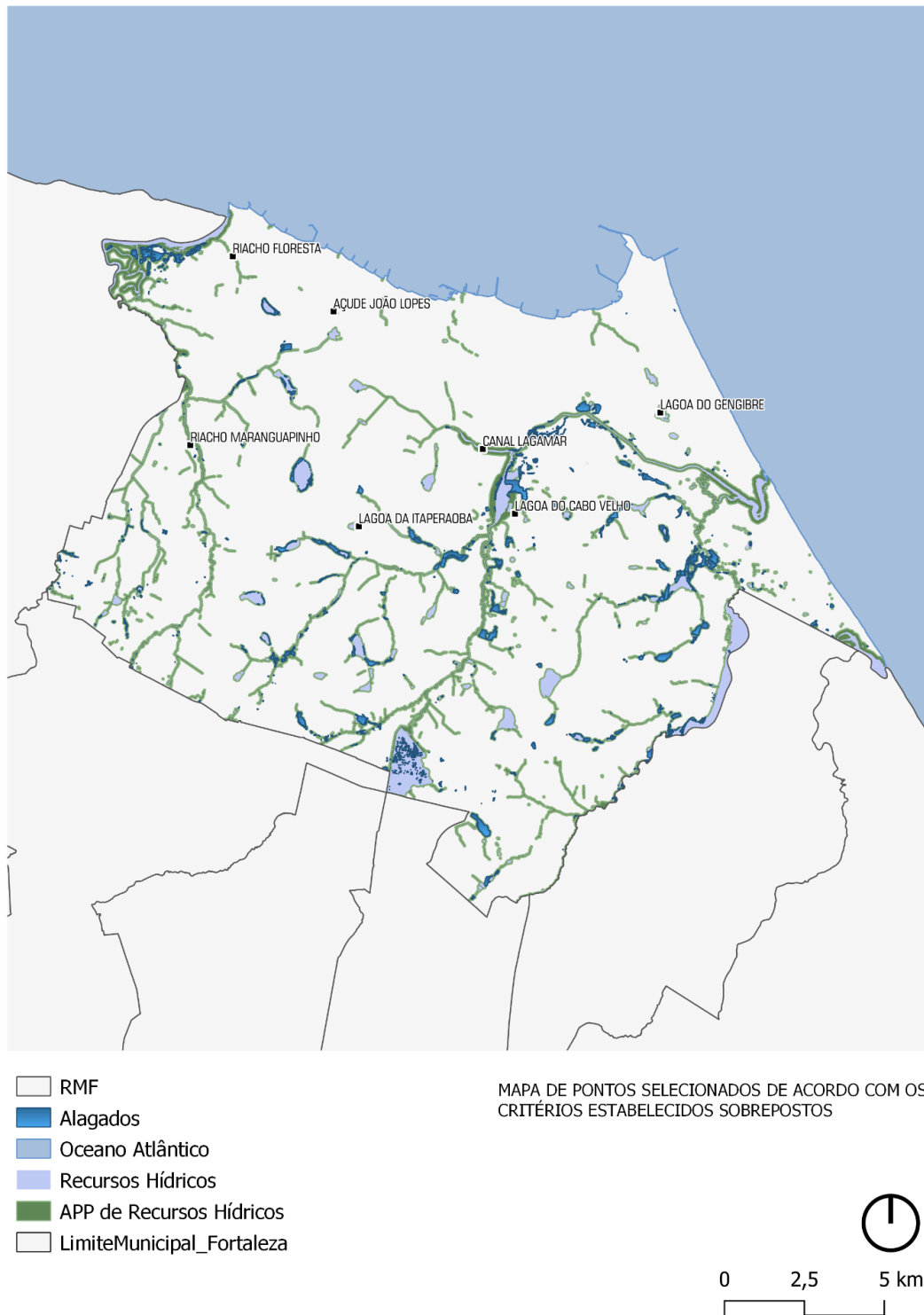
Portanto, realizou-se uma caracterização socioespacial do rio Maranguapinho, por meio da coleta de dados socioeconômicos, da análise de projetos urbanísticos e do mapeamento e cruzamento de informações relacionadas ao saneamento básico. Complementarmente, foram realizadas visitas de campo em trechos diversos do rio, com caráter observacional, buscando compreender as dinâmicas de ocupação e os diversos usos. Essas visitas ocorreram, tanto durante o período chuvoso, quanto na estação seca, possibilitando uma análise mais abrangente das transformações sazonais na paisagem e nos padrões de uso.

Também foi feita a coleta de amostras para a caracterização da água poluída simulada. As amostras foram obtidas em um ponto à jusante do riacho (Figura 12) e foram posteriormente analisadas e produzidas em laboratório, com o objetivo de gerar uma água com propriedades semelhantes àquela encontrada no curso hídrico. As coletas foram realizadas ao final da quadra chuvosa e no início da quadra seca, totalizando quatro amostragens em 2024.

A coleta seguiu o procedimento descrito pelo Guia nacional de coleta e preservação de amostras (2012). As amostras foram coletadas com um balde, na ponte, ao centro do rio e não

mais profundo que 30 cm. Foram inseridas em um recipiente de vidro âmbar e frasco opaco de plástico previamente higienizado. Em seguida, foram transportadas ao laboratório em isopor com gelo e foi dado prosseguimento às análises. Após essa análise, foi composta uma água poluída simulada adaptada de Procópio (2024) e Torres (1992), a fim de abastecer os sistemas wetlands durante o período do experimento.

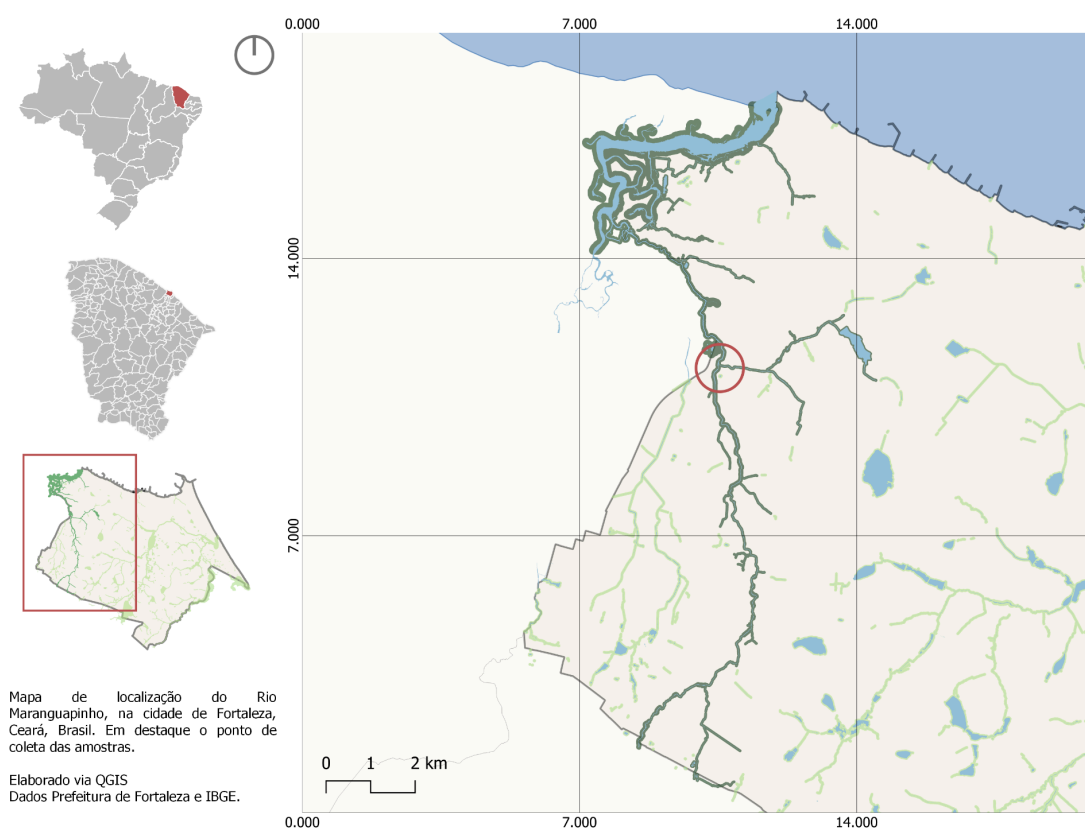
Figura 11— Recursos Hídricos potenciais prioritários para as SBN.



Fonte: Elaboração própria, dados Prefeitura de Fortaleza (2025).

Figura 12— Localização do rio Maranguapinho e ponto de coleta de amostras.





Fonte: Elaboração autoral, dados da Prefeitura de Fortaleza e IBGE (2025).

## 4.2 Caracterização dos Sistemas de Wetlands Construídos

O sistema de wetlands construídos foi implementado na reitoria do Instituto Federal do Ceará, situada na Rua Jorge Dumar, no bairro Jardim América, em Fortaleza. Inicialmente, o sistema foi montado e testado, para verificar sua capacidade de absorção, que foi aferida em sete litros de água. Ao final de cada ciclo, o sistema apresentou um volume de saída de até dois litros.

### 4.2.1 Montagem dos sistemas

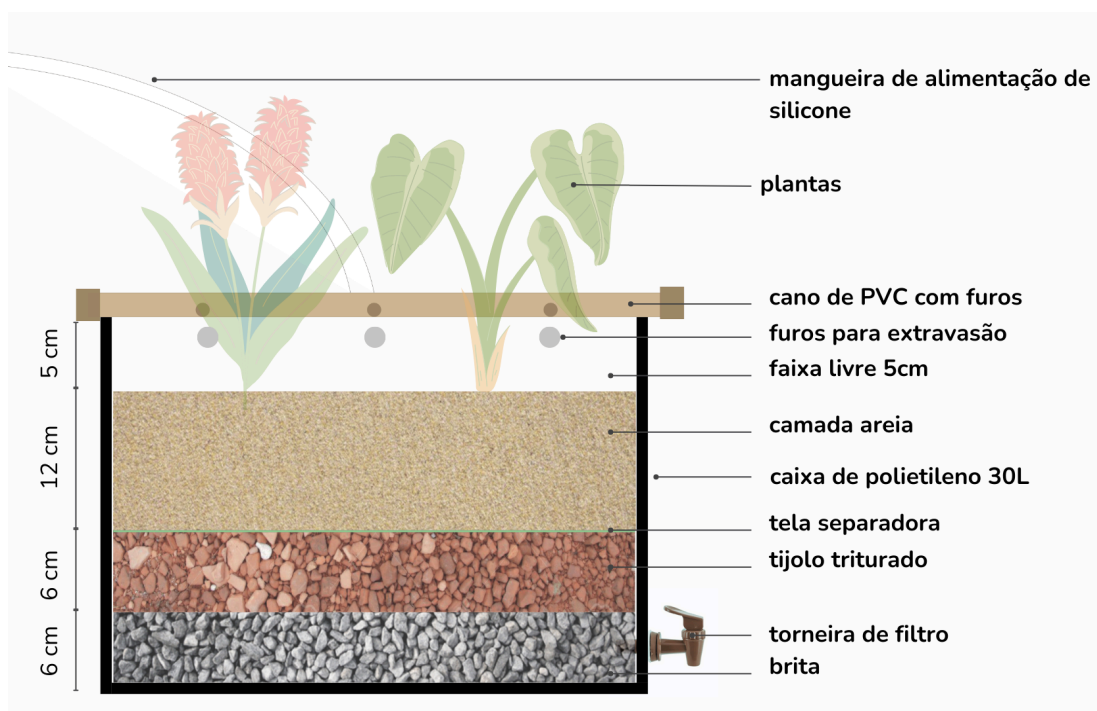
Foram utilizados três sistemas de Fluxo Vertical operados em *Tidal Flow*, com períodos de cheios (3 dias) e vazios (2 dias), compostos por caixas de polietileno com capacidade para 30 litros, de base retangular, assim como um mesocosmo para os wetlands, preenchido por substrato resistente, para proporcionar maior durabilidade, composto de resíduos da construção civil. Trabalhou-se com uma camada de areia de 10 cm, uma de tijolos triturados de 6 cm, além de 6 cm de brita, e, por fim, uma faixa livre de 5 cm. Para a

alimentação do sistema foram utilizados tubos de PVC (policloreto de vinila) de 20 mm, com três furos na sua extensão, além de torneiras de filtro para o esvaziamento do sistema.

Xie et al. (2012) ressaltam que sistemas híbridos (vertical e horizontal) apresentam melhores resultados na remoção de poluentes, combinando processos aeróbios e anaeróbios. No planejamento urbano, essa abordagem é eficaz onde há pouco espaço, pois maximiza a remoção em áreas limitadas. De acordo com Huang et al. (2023) os sistemas de fluxo vertical (VF) são eficientes, mas apresentam baixo desempenho devido à falta de oxigênio. Portanto, a aeração é fundamental para o desempenho de VFCW.

Neste trabalho optou-se pela utilização de VFCW, por se tratar de um sistema mais manejável e já bastante utilizado em parques urbanos de wetlands. Tendo em vista a aplicabilidade em escala real, a aeração por *Tidal Flow* apresenta-se como uma alternativa mais prática e economicamente viável.

Figura 13— Corte esquemático do sistema.



Fonte: Elaboração autoral, 2025.

#### 4.2.2 Macrófitas

Os três sistemas experimentais foram denominados S1, S2 e S3. O sistema S1 foi composto exclusivamente pela macrófita *Canna indica*; o sistema S2, o sistema S3, combinou ambas as espécies em consórcio; e exclusivamente pela macrófita *Xanthosoma sagittifolium*.

A Figura 14 apresenta a visualização tridimensional dos sistemas de wetlands construídos utilizados neste estudo, permitindo compreender a disposição estrutural dos componentes.

Figura 14— Imagens 3D dos sistemas.



Fonte: Elaboração autoral, 2024.

Estudos prévios, como o de Kumar *et al.*, (2019), apontam que *Canna indica* e *Xanthosoma sagittifolium* estão entre as espécies mais eficazes na remoção de poluentes em sistemas de wetlands construídos, especialmente, quando submetidas a períodos prolongados de retenção.

As espécies de macrófitas *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba) e *Canna indica* (Cana-da-Índia) foram selecionadas para o presente estudo devido à sua elevada resiliência e capacidade de adaptação às condições climáticas locais, caracterizadas por alta incidência solar e elevados níveis de umidade. Destaca-se que ambas as espécies possuem relevância cultural e socioeconômica, sendo a Taioba integralmente comestível e a Cana-da-Índia aproveitada principalmente por seus rizomas. Dessa forma, seu uso em sistemas de wetlands construídos, pode estar associado a estratégias de agricultura urbana e economia criativa, ampliando o potencial de soluções sustentáveis integradas ao contexto social e ambiental, como orientado pelas diretrizes de SBN.

Além de suas características funcionais, essas espécies são amplamente utilizadas no paisagismo brasileiro, devido ao seu valor ornamental, proporcionando uma composição visual atrativa, devido às diferenças morfológicas e estruturais entre elas (Madeira *et al.*, 2013; Maas *et al.*, 2015). Amadeu e Melo (2021) destacam também a importância da

combinação de espécies dentro da composição de wetlands no projeto paisagístico, que se torna imprescindível dentro do planejamento de espaços livres.

#### ***4.2.3 Adaptação e operação dos sistemas***

As espécies passaram por um processo de adaptação, a priori, sendo instaladas nos sistemas e alimentadas com água potável. Esse período durou cerca de um mês e foi importante para que as plantas se adaptassem ao microclima local e à insolação intensa. Após esse período, iniciou-se a alimentação com 25% de água poluída simulada e 75% de água potável, durante três ciclos. Em seguida, foi utilizado 50% de água poluída simulada e 50% de água potável, durante mais três ciclos, totalizando um mês de adaptação. Essa etapa foi importante para observar a reação da planta aos poluentes e adaptar às novas condições. Por fim, deu-se início à alimentação integral com água poluída simulada.

Os sistemas operaram em duas fases distintas: a “período seco”, correspondeu a quadra seca, entre outubro e dezembro de 2024, totalizando 15 ciclos experimentais; já o “período chuvoso”, correspondeu a quadra chuvosa, entre janeiro e março de 2025, também com 15 ciclos. Essa divisão permitiu avaliar a influência das condições climáticas locais na eficiência dos wetlands construídos.

A operação de forma integral na fase 1, ou seja, no período de seca local, iniciou-se dia 17 de outubro de 2024 e perdurou até dia 30 de dezembro de 2024, totalizando 15 ciclos. A fase 2 se deu na quadra chuvosa, do dia 13 de março de 2025 até o dia 31 de maio de 2025, com mais 15 ciclos. Tem-se como objetivo, analisar o desenvolvimento das espécies, tanto nos períodos de insolação intensa, quanto nos períodos de chuvas com momentos de inundação, comparados também aos seus desempenhos na eficiência de tratamento da água sintética do rio Maranguapinho. Sendo assim, avaliar os wetlands e as espécies quanto a recuperação ambiental e sua resiliência física.

A água poluída simulada, usada no experimento, era preparada a partir de uma solução com os seguintes componentes: 0,05 g/L de sacarose, 0,11 g/L de amido, 0,03 g/L de fosfato monobásico de potássio, 0,02 g/L de cloreto de amônio, além de 1 gota de óleo de soja por litro e 0,5 gota de detergente por litro.

#### **4.3 Monitoramento e análise de dados**

O monitoramento dos parâmetros de qualidade da água foi realizado através de análises físico-químicas de pH, Fósforo Total, DQO, Sólidos Totais, amônia e nitrito. As

análises foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental, no Campus Fortaleza do Instituto Federal do Ceará, seguindo as metodologias de APHA (2022) e Rodier (1999).

Os parâmetros foram analisados nos afluentes e efluentes tratados, considerando o desempenho das espécies *Xanthosoma sagittifolium* e *Canna indica*, tanto em conjunto, no sistema, quanto de forma individual. Para a comparação dos resultados, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, com o objetivo de verificar diferenças estatísticas entre as espécies e os tratamentos aplicados.

Adicionalmente, foi monitorada a precipitação durante a quadra chuvosa, a fim de avaliar possíveis influências sazonais no desempenho dos sistemas. Nesse contexto, o teste de Mann-Whitney foi empregado para verificar diferenças significativas entre os grupos analisados em períodos distintos (seca e chuva), ambas as análises estatísticas realizadas no programa “R”.

Por fim, também foram avaliados o percentual de remoção dos parâmetros e o desempenho global dos sistemas de wetlands ao longo dos ciclos experimentais, em ambas as fases sazonais.

Os resultados foram comparados com os parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA nº357/2005, que caracteriza os corpos d'água e seus padrões de acordo com o uso. Para o rio Maranguapinho, o enquadramento atual foi em águas doces de classe III, tendo como comparativo o enquadramento para a classe I, destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais. Ainda, foi utilizada a Norma Chinesa GB 3838-2002 — Environmental Quality Standards for Surface Water como complementar na avaliação de parâmetros não presentes na legislação brasileira.

#### **4.4 Manutenção e acompanhamento das macrófitas**

Foi conduzido um acompanhamento do crescimento das espécies em estudo, no primeiro dia de cada ciclo, avaliando a altura e quantidade de folhas. Com o fito de avaliar a adaptação e o desenvolvimento adequado das espécies ao ambiente experimental, permitindo a identificação de possíveis influências dos parâmetros físico-químicos na biologia das espécies estudadas.

A manutenção das plantas se deu de acordo com a necessidade, quando as folhas apresentaram clorose foliar avançada, ressecamento foliar, comidas por pragas ou se

reproduzindo em uma quantidade elevada. Além disso, para controle de pragas, utilizou-se o inseticida natural à base de óleo de neem.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Caracterização Do Rio Maranguapinho**

O Rio Maranguapinho é uma Área de Preservação Permanente (APP) prevista pelo Código Florestal. Apesar disso, a ocupação humana na planície inundável ocorre ao longo da maior parte de seu percurso, principalmente de forma adensada. Trata-se de uma das regiões mais carentes de Fortaleza, onde as habitações se dão, inclusive, no leito do rio (Almeida, 2010; Menezes, 2016). A região drenada pela bacia do rio Maranguapinho é constituída, principalmente, por terrenos, com relevo de suave-ondulado a plano, o que contribui para a baixa velocidade do escoamento d'água, facilitando a ocupação das planícies pelas águas de inundações (Juvenal, 2022).

Com uma extensão total de 34 km, o rio Maranguapinho nasce na Serra de Maranguape, localizada na Região Metropolitana de Fortaleza, a partir da junção dos riachos Gavião e Pirapora. No município de Maracanaú, o rio recebe a denominação de Rio Siqueira e segue seu curso em direção ao norte, até desaguar no Rio Ceará, na capital Fortaleza, sendo este seu principal afluente. O rio está inserido na bacia hidrográfica homônima, que representa a segunda maior em extensão no município de Fortaleza, abrangendo cerca de 29% do território municipal e percorrendo 15 km dentro de seus limites (Loureiro, 2011). Essa configuração geográfica conecta o Maranguapinho a importantes corpos hídricos de

relevância sociocultural e econômica, tais como as lagoas da Parangaba, do Mondubim, do Sítio do Urubu e da Viúva (Santos e Araújo, 2019).

O rio Maranguapinho atravessa diferentes ecossistemas, desempenhando um papel central na drenagem urbana de Fortaleza (Almeida e Carvalho, 2010). No perímetro urbano, o curso d'água percorre diversos bairros e é alimentado por vários afluentes, muitos deles já canalizados. Entretanto, o contexto socioespacial da região revela um histórico de ocupação irregular por populações de baixa renda, deslocadas por processos de despejo ocorridos na Fortaleza formal ao longo de sua história (Maia, 2010). O crescimento demográfico dessas populações resultou na ocupação de áreas alagadiças próximas ao rio e seus afluentes, intensificando a vulnerabilidade ambiental e social (Almeida, 2010; Juvenal, 2022).

Os bairros atravessados pelo Maranguapinho apresentam, em sua maioria, baixos índices de desenvolvimento humano (IDH), conforme indicado no Quadro 07. Vale ressaltar que Fortaleza é a capital mais adensada do país, com 7775 habitantes por quilômetro quadrado e, todos os bairros pelos quais o Rio atravessa possuem uma densidade demográfica superior.

Quadro 07— Dados censitários dos bairros que o rio Maranguapinho perpassa.

| <b>BAIRROS DE FORTALEZA</b> | <b>IDH</b> | <b>POPULAÇÃO</b> | <b>DENSIDADE POPULACIONAL (hab/km<sup>2</sup>)</b> |
|-----------------------------|------------|------------------|----------------------------------------------------|
| HENRIQUE JORGE              | 0,34       | 24436            | 12556                                              |
| PARQUE SÃO JOSÉ             | 0,28       | 7645             | 12827                                              |
| JOÃO XXIII                  | 0,28       | 16475            | 13997                                              |
| BONSUCESSO                  | 0,26       | 37113            | 14120                                              |
| BOM JARDIM                  | 0,18       | 33720            | 13808                                              |
| GRANJA PORTUGAL             | 0,19       | 36619            | 14508                                              |
| GENIBAÚ                     | 0,13       | 35435            | <b>16420</b>                                       |
| CANINDEZINHO                | 0,13       | 37113            | 9992                                               |

Fonte: Prefeitura de Fortaleza, com base nos censos demográficos do IBGE de 2010 e 2022.

Outrossim, a falta de interesse público em infraestrutura de saneamento básico, levou à utilização dos cursos d'água como canais de escoamento de esgoto doméstico e locais de descarte irregular de resíduos sólidos. Esse cenário agrava os problemas ambientais e de saúde pública, especialmente nas áreas próximas ao leito do rio, onde a maior parte da

população de alta vulnerabilidade social está concentrada, como evidenciado por Silva (2019). A maioria dos canais e algumas partes do próprio rio são intermitentes, o que facilita essa ocupação. Contudo, na quadra chuvosa, o volume do rio cresce significativamente, e as áreas do entorno ficam completamente alagadas e, anualmente, famílias perdem suas casas e pertences, tornando um processo natural catastrófico.

O Rio Maranguapinho, por se tratar de um rio urbano, apresenta em diversos pontos uma largura superior a 10 metros. Dessa forma, em conformidade com a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, suas margens deveriam conter uma Área de Preservação Permanente (APP) de, no mínimo, 50 metros. Todavia, essa determinação legal não é respeitada. Ao longo do curso do rio, verifica-se a presença de inúmeras habitações irregulares, caracterizadas por infraestrutura precária, que são a principal fonte de poluição do rio.

Nas visitas em campo foi observado ocupações não consolidadas nas margens, uma vegetação ciliar pouco expressiva com a presença de espécies invasoras como o Nim (*Azadirachta indica* A.Juss.) e Leucena (*Leucaena leucocephala*), além de espécies exóticas como a Bananeira (*Musa acuminata*) e o Coqueiro (*Cocos nucifera*).

Diante desse cenário de deterioração ambiental e desastres naturais, algumas intervenções propostas foram as “Obras de Controle e Amortecimento de Ondas de Cheias (Barragem Maranguapinho)”. Essa foi uma das primeiras obras implementadas, com o objetivo de conter o avanço das águas na faixa de inundações e, simultaneamente, reduzir o número de famílias a serem reassentadas, minimizando, assim, os conflitos sociais. A barragem foi concluída em 2008.

No âmbito das políticas públicas, o Maranguapinho é objeto de intervenções integradas no *Projeto de Melhorias Urbanas e Ambientais do Rio Maranguapinho* (PROMURB), conduzido pela Secretaria das Cidades do Governo do Estado do Ceará, em parceria com o Ministério das Cidades. Este projeto é financiado pela Caixa Econômica Federal e teve início efetivo em 2008. Além de buscar a revitalização do rio, o PROMURB inclui a urbanização de suas margens, com a construção de uma via paisagística equipada com passeios, ciclovias, e áreas destinadas ao esporte e lazer.

Embora o PROMURB tenha sido concluído em 2024, a sua abordagem e resultados revelam-se limitados frente às necessidades contemporâneas de planejamento ambiental integrado. O projeto pode ser caracterizado como uma solução de infraestrutura cinza, desatualizada em termos de práticas ambientais sustentáveis e de design urbano voltado para corpos hídricos.



Uma das principais críticas reside na ausência de medidas voltadas à implementação de infraestruturas verdes, como a inserção de arborização ao longo da via paisagística ou dispositivos que incorporam os SBN, tais como jardins de chuva, biovaletas e pavimentos permeáveis. A pavimentação em concreto impermeável, empregada extensivamente no projeto, impede a infiltração de água no solo, intensificando os problemas de alagamentos que historicamente afetam a região. Além disso, a precariedade na arborização compromete, não apenas, o conforto térmico e estético, mas também a retenção de águas pluviais e o equilíbrio ecológico das margens do rio.

Apesar da via paisagística ter proporcionado espaços para caminhada e ciclovia, que oferecem certa comodidade aos usuários, a falta de iluminação adequada limita o uso desses espaços durante a noite, gerando sensação de insegurança e restringindo o alcance dos benefícios urbanos esperados.

Outro elemento controverso do projeto foi a instalação de grades ao longo do Rio, numa tentativa de conter o desmatamento e o despejo irregular de esgoto e lixo. Nas visitas em campo, foi possível observar diversos trechos de depósito de lixo, mesmo com o gradeamento, sendo o Rio Maranguapinho, ainda, o mais prejudicado pela poluição por resíduos sólidos.

Essa medida apresenta resultados limitados e, em alguns casos, contraproducentes. As grades funcionam mais como uma barreira física e simbólica, que distancia a população do recurso hídrico, criando um sentimento de alienação e desafeto. Esse distanciamento pode fomentar práticas de depredação e dificultar a integração social com o rio, que é essencial para consolidar práticas de preservação ambiental.

De fato, em alguns trechos, onde não há grades, há a presença de áreas voltadas para a agricultura urbana, tanto para a produção quanto para a jardinagem. A produção se concentra em frutas como graviola, manga, limão e banana.

Figura 15: Lixo depositado nas margens do Rio maranguapinho.

Figura 16— Gradeamento e ciclovias implementadas ao longo do curso do Rio maranguapinho.



Fonte: Google Street View 2023.



Fonte: Google Street View 2024.

Ainda, o PROMURB falhou em considerar a bacia hidrográfica como uma unidade de planejamento integrada. Apesar das intervenções no curso principal do Rio Maranguapinho, a poluição dos afluentes que deságuam no rio permanece um problema significativo (Figura 17). Essa fragmentação na abordagem, limita a eficácia das intervenções, uma vez que a qualidade do rio principal está diretamente condicionada à conservação e despoluição dos cursos d'água tributários.

Figura 17— Afluente do rio maranguapinho recebendo contribuições ilegais de esgoto doméstico.

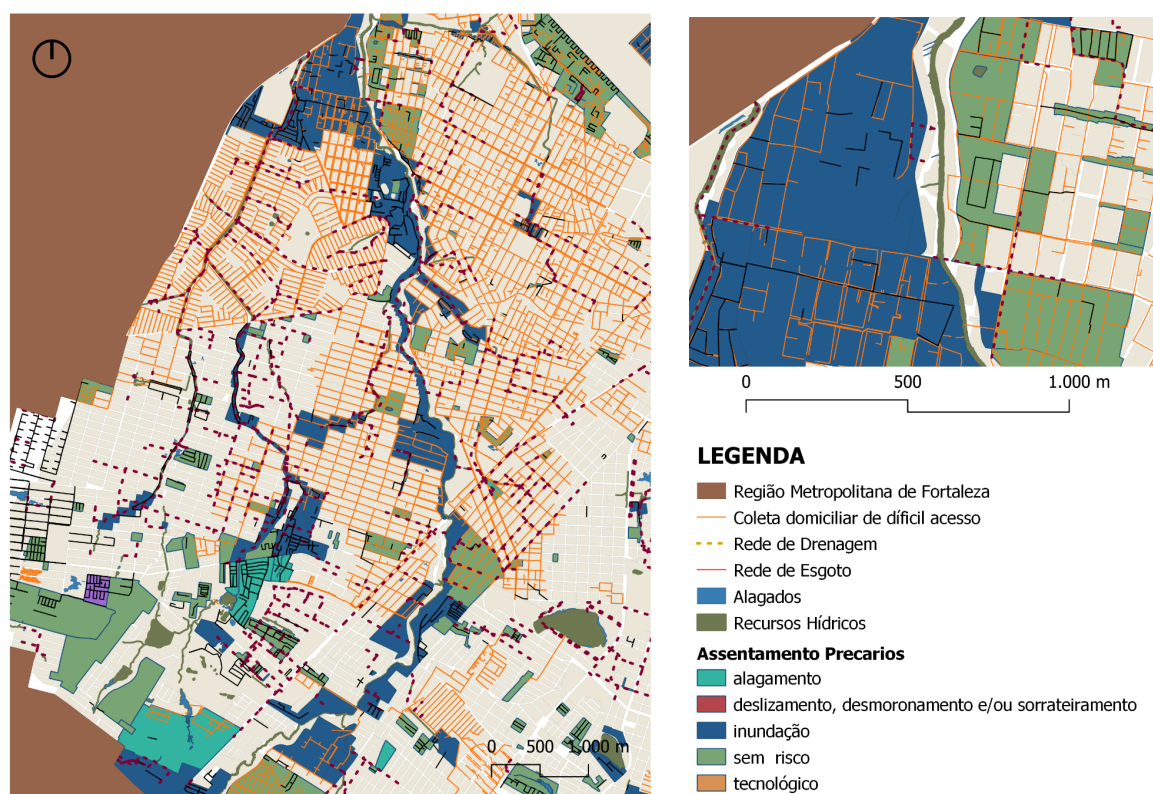


Fonte: Google street view (2023).

Por outro lado, os problemas socioambientais relacionados à ocupação irregular e à falta de saneamento básico, continuam desafiando as políticas públicas. A regularização fundiária e o reassentamento de populações em áreas de risco, permanecem incompletos, exacerbando as vulnerabilidades das comunidades que habitam a planície fluvial. Além disso, a ausência de redes de esgotamento sanitário adequadas, perpetua o despejo de esgoto doméstico nos cursos d'água, agravando a degradação ambiental e comprometendo a saúde pública.

Na Figura 18 é possível visualizar a quantidade de assentamentos precários, ao longo do Rio, que apresentam risco de inundação. Além disso, muitos desses assentamentos não possuem rede de esgoto, especialmente quando se aproxima a escala. Outra problemática é a rede de drenagem pouco desenvolvida, que sob um cenário de elevada densidade populacional em um território impermeabilizado, torna-se um fator determinante para situações de desastres. Almeida e Carvalho (2010) destacam que uma das principais causas das inundações, ao longo do rio Maranguapinho, é a ocorrência de chuvas intensas e concentradas em poucas horas.

Figura 18— Mapa dos assentamentos precários ao longo do rio Maranguapinho em termos de saneamento básico.



Fonte: Autora, via QGIS e dados da Prefeitura de Fortaleza (2024).

Ainda, evidencia-se que muitas vias dentro dos assentamentos não são fornecidas de coleta de lixo, o que muitas vezes colabora com a poluição do Rio. Dessa forma, o rio Maranguapinho possui um enquadramento completo de deficiências no âmbito do saneamento básico.

Por fim, é imprescindível destacar o papel central da educação ambiental nos processos de reabilitação de áreas degradadas. Pois, diante da ausência de ações institucionais, a própria comunidade tem tomado iniciativas pontuais ao instalar placas de alerta sobre o descarte inadequado de resíduos e atos de depredação, reforçando a noção de

corresponsabilidade pela preservação do patrimônio coletivo. Mudar a percepção social sobre um manancial poluído, exige tempo, empenho e, sobretudo, ações educativas contínuas que estejam integradas ao planejamento ambiental. Sem esse compromisso, os espaços públicos permanecem vulneráveis à degradação promovida, paradoxalmente, pelos próprios usuários.

### ***5.1.1 Caracterização Da Água Do Rio Maranguapinho***

O ponto de coleta escolhido para o rio Maranguapinho foi o mais à jusante possível, antes de seu encontro com o rio Ceará. Nesse trecho, o curso d'água delimita a fronteira territorial com o município de Caucaia. Dentro do perímetro de Fortaleza, a coleta foi realizada no bairro Genibaú, que apresenta o segundo menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dentre os bairros atravessados pelo rio.

Imediatamente após o ponto de coleta, observa-se o início da recomposição da mata ciliar, embora persistam áreas de desmatamento e de plantio de bananeiras ao longo das margens. Nesse local, não há ocupações habitacionais consolidadas, mas registram-se barracos improvisados por pessoas em situação de rua. Ainda que esse ponto represente um dos últimos trechos do rio antes da formação de áreas alagadas e do encontro com o rio Ceará, o Maranguapinho recebe contribuições hídricas de dois afluentes (Figura 19).

Figura 19— Trecho do Rio Maranguapinho no ponto de coleta, no mês de setembro.





Fonte: Acervo Pessoal (2024).

Os resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas nesse ponto estão apresentados na Tabela 01. De forma geral, os parâmetros indicam que o rio apresenta um nível moderado a elevado de poluição, especialmente em relação ao fósforo, à amônia, à demanda química de oxigênio (DQO) e aos sólidos. A observação de ligações clandestinas de esgoto nas proximidades do ponto de coleta reforça a contribuição antrópica para a deterioração da qualidade da água (Figura 20).

Tabela 01— Média obtida dos Parâmetros analisados do Rio Maranguapinho.

| Parâmetros         | Média quadra<br>chuvosa | Média quadra seca | Média geral |
|--------------------|-------------------------|-------------------|-------------|
| DQO (mg/L)         | 56,67                   | 71,11             | 63,89       |
| Fósforo (mg/L)     | 6,80                    | 2,47              | 4,63        |
| Surfactante (mg/L) | 0,14                    | 1,40              | 0,77        |
| Amônia (mg/L)      | 3,39                    | 35,84             | 19,86       |
| Nitrito (mg/L)     | 0,249                   | 0,05              | 0,14        |
| Nitrato (mg/L)     | 0,145                   | 0,154             | 0,150       |
| pH                 | 7,05                    | 7,125             | 7,09        |

|                                                       |        |         |        |
|-------------------------------------------------------|--------|---------|--------|
| Condutividade Elétrica<br>( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 302,50 | 961,000 | 631,75 |
| Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )                    | 24,55  | 25,35   | 24,95  |
| Sólidos Dissolvidos<br>Totais (mg/L)                  | 151,45 | 454,500 | 302,98 |

Fonte: Elaboração autoral (2024).

A presença de compostos como fósforo e amônia, sugere a necessidade de um tratamento eficaz, para atender aos padrões de qualidade da água e evitar impactos ambientais, como a eutrofização e a toxicidade para organismos aquáticos. Dentre as maiores concentrações, estão a de amônia e fósforo, além do destaque para a presença de surfactante. Vale destacar que, durante a quadra chuvosa, a qualidade da água melhora em geral; no entanto, as concentrações de nitrito foram mais elevadas nesse período. As análises indicam, de acordo com Sperling (1996), que pode se tratar de uma contaminação recente e contínua oriunda de esgoto doméstico.

Os dados analisados indicam que a qualidade da água do rio Maranguapinho apresenta sinais evidentes de poluição por esgoto doméstico e resíduos urbanos. A demanda química de oxigênio (DQO) média foi de 63,89 mg/L, um valor relativamente elevado, ainda que não seja, isoladamente, conclusivo sobre o nível de poluição orgânica no ecossistema aquático. Isso porque outros fatores, como a composição dos poluentes e a capacidade de autodepuração do rio, também influenciam a qualidade da água (CETESB, 2024).

Figura 20— Ligações clandestinas de esgoto no Rio maranguapinho a poucos metros do ponto de coleta.



Fonte: Google Satélite, acesso em janeiro de 2025 (2024).

A concentração média de fósforo total (4,63 mg/L) ultrapassa de forma expressiva o limite de 0,03 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água de Classe 2, favorecendo processos de eutrofização que comprometem a biodiversidade aquática. A amônia (19,86 mg/L) também se apresenta muito acima do limite de 3,7 mg/L, configurando risco de toxicidade para organismos aquáticos.

Além disso, a presença de surfactantes (0,77 mg/L) evidencia despejos urbanos e pode comprometer a oxigenação da água, agravando os impactos ambientais.

Por outro lado, alguns parâmetros, como pH (7,09) e nitrato (0,150 mg/L), encontram-se dentro dos padrões estabelecidos para águas de Classe 2. No entanto, a elevada condutividade elétrica (631,75  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e a alta concentração de sólidos dissolvidos totais (302,98 mg/L) indicam significativa presença de íons dissolvidos, possivelmente relacionados à entrada de efluentes domésticos e urbanos.

## **5.2 Avaliação dos sistemas de Wetlands Construídos**

### **5.2.1 Parâmetros Físico-Químicos**

#### **5.2.1.1 Caracterização da Água Poluída Simulada**

A alimentação dos wetlands com a água poluída simulada, se deu a fim de trazer características semelhantes a água do rio Maranguapinho. A concentração média e o desvio padrão dos parâmetros analisados em todo o período do experimento, bem como os valores máximos e mínimos, estão identificados na Tabela 02.

Tabela 02— Estatística descritiva geral da água poluída simulada do afluente.

| Parâmetros<br>(unidade)  | Mínimo | Máximo | Média  | DP     |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|
| pH                       | 6,5    | 7,78   | 7,21   | 0,39   |
| CE                       | 298    | 502    | 405    | 45     |
| SDT (mg/L)               | 151    | 290    | 207,48 | 25,30  |
| DQO (mg/L)               | 57,67  | 679,33 | 164,92 | 133,00 |
| PT (mg/L)                | 4,85   | 9,55   | 6,64   | 1,03   |
| LAS (mg/L)               | 0,13   | 2,51   | 0,84   | 0,56   |
| NO <sub>3</sub> - (mg/L) | 0,00   | 0,02   | 0,01   | 0,00   |
| NO <sub>2</sub> - (mg/L) | 0,03   | 0,440  | 0,188  | 0,10   |
| NH <sub>3</sub> - (mg/L) | 4,91   | 9,29   | 6,87   | 0,80   |

Fonte: Elaboração autoral (2025).

O pH da água variou de levemente ácido a neutro, com uma média de 7,2. Este valor está dentro do intervalo considerado ideal para a maioria das atividades biológicas e do uso industrial. A baixa variação no desvio padrão de 0,39, sugere uma certa estabilidade no pH da água ao longo das medições, além de ter se mantido próximo aos valores estimados de referência do rio, de 7,09.

A condutividade elétrica (CE) da água está relacionada à presença de íons dissolvidos, como sais, ácidos, bases e metais. Com um valor médio de 405  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a água apresenta uma condutividade relativamente baixa, abaixo do valor de referência 637,75. A pequena variação no desvio padrão indica uma constância nos níveis de sais presentes ao longo das medições.

A concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) foi, em média, de 207,48 mg/L, uma concentração moderada de sólidos dissolvidos, inferior ao parâmetro base (302,98). A quantia de 25,3 mg/L indica uma certa variação, embora controlada, na quantidade de sólidos dissolvidos entre as medições.

A variabilidade observada nos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) nas amostras de entrada, com valores mínimos de 61,33 mg/L, e máximos de 679,33 mg/L, indica uma significativa heterogeneidade na carga orgânica da água ao longo do tempo. Embora a média tenha sido moderada (164,92 mg/L), ela não se manteve próxima ao valor base de 61,30 mg/L. Essa variação pode estar relacionada à qualidade da água do poço utilizada para abastecer o sistema, o que foi verificado nos últimos ciclos operados, apresentando flutuações na carga orgânica.

Para Fósforo, os valores de entrada apresentaram uma média de 6,64 mg/L, uma concentração próxima à referência, de 5,38 mg/L, mas esse valor não foi obtido em nenhum



dos ciclos. Mesmo com um desvio padrão baixo, de 1,03, em alguns momentos foram analisados valores de concentração acima de 8 mg/L, chegando em 9,55 mg/L.

Assim como na DQO, o surfactante LAS apresentou uma inconstância nas concentrações. Nos primeiros dois ciclos, as concentrações foram um pouco maiores em decorrência de um erro volumétrico do equipamento. Assim, o desvio padrão foi de 0,56, enquanto a média geral permaneceu próxima a essa concentração, de 0,84 mg/L.

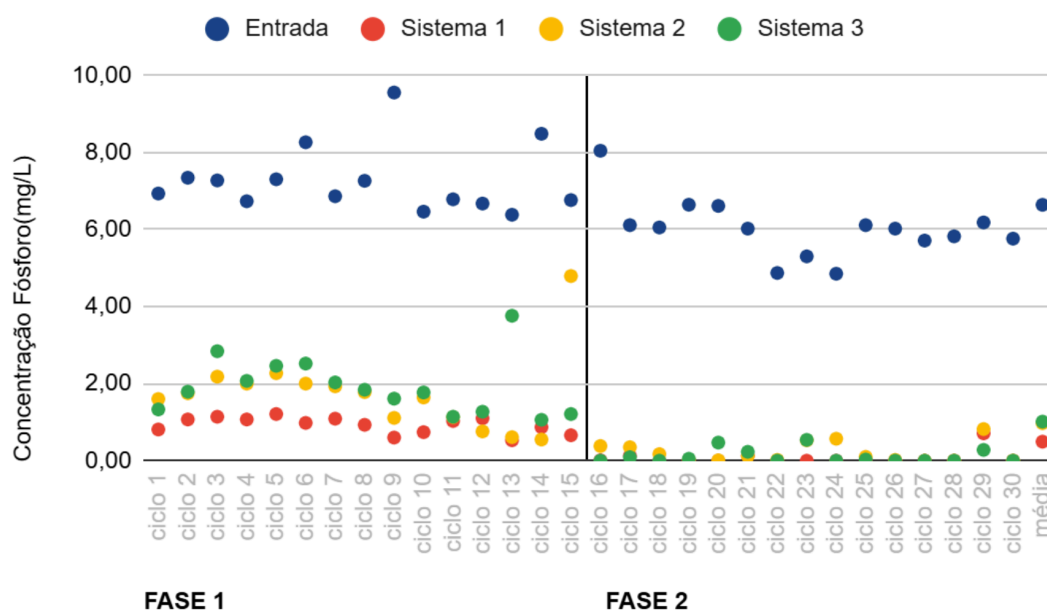
Dentro da série nitrogenada, a amônia foi o parâmetro mais estável, com um desvio padrão de 0,62 mg/L. Todavia, o valor referência das análises do Rio era de 13,08 mg/L, e a concentração média resultante foi de 6,82 mg/L. Por outro lado, nitrito apresentou um desvio padrão de 0,003 e valores de concentração muito próximos aos esperados, 0,015 e 0,018, respectivamente. Da mesma forma, nitrato, com uma média de 0,156 mg/L, permaneceu com valores próximos ao parâmetro base de 0,159, apresentando também um baixo desvio padrão.

A água sintética foi bastante proveitosa como referência, mas pode não incorporar igualmente a complexidade bioquímica existente em ambiente fluvial, como interações entre partículas em suspensão, atividade microbiológica ou variações sazonais. Assim, a proximidade dos valores medidos em relação à água sintética não foi necessariamente idêntica aos valores do rio.

#### 5.2.1.2 Fósforo

Realizou-se a análise da concentração de Fósforo Total nas amostras coletadas antes e após o tratamento nos sistemas 1 (S1), 2 (S2) e 3 (S3), apresentado no Gráfico 01. Considerando o conjunto dos 30 ciclos experimentais, o sistema S1, constituído pela espécie *Canna indica*, apresentou a maior eficiência média de remoção, atingindo 92,56%. Esse desempenho foi superior ao observado nos sistemas S2, que combina *Canna Indica* e *Xanthosoma sagittifolium*, e S3 apenas com taiobas, com percentuais de remoção médio de 85,33% e 84,74%, respectivamente.

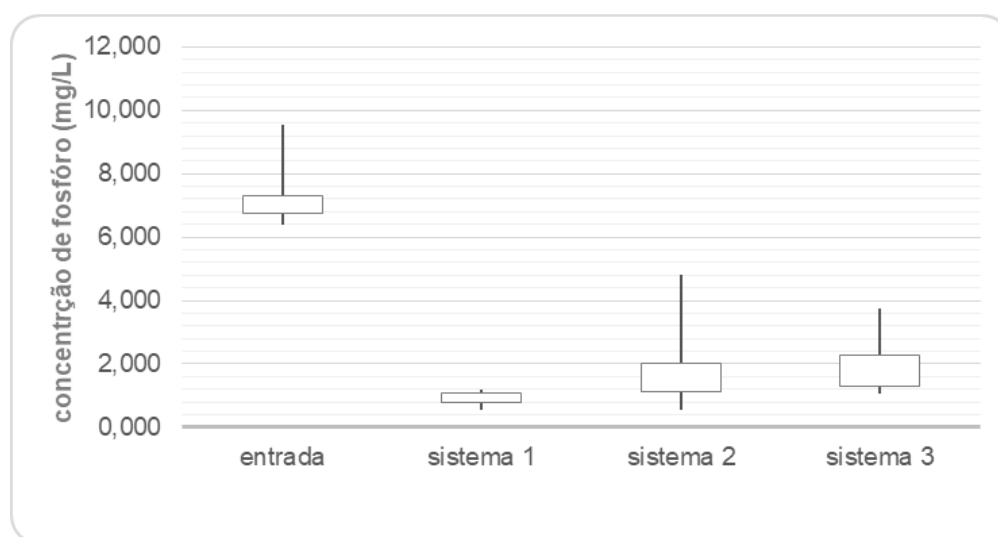
Gráfico 01— Variação da concentração de Fósforo Total ao longo da Série Temporal



Fonte: Autora (2025).

Na primeira fase do experimento, correspondente ao período de estiagem, o S1 destacou-se por sua elevada capacidade de remoção de fósforo, não apenas em termos quantitativos, mas também quanto à estabilidade dos resultados obtidos ao longo dos ciclos analisados. As eficiências variaram entre 93,68% (ciclo 09) e 83,49% (ciclo 05) com uma remoção média de  $87,24\% \pm 3,21\%$  e concentração efluente média de 0,98 mg/L. Mesmo permanecendo com uma eficiência na faixa de 80%, na maioria dos ciclos, em nenhum houve uma remoção menor, pelo contrário, chegou a mais de 90% de remoção, apresentando uma maior estabilidade nos resultados. O Gráfico 02 destaca o Box Plot com os valores de entrada e saída dos três sistemas, no período seco.

Gráfico 02— Gráficos de Box Plot de Fósforo no período seco.

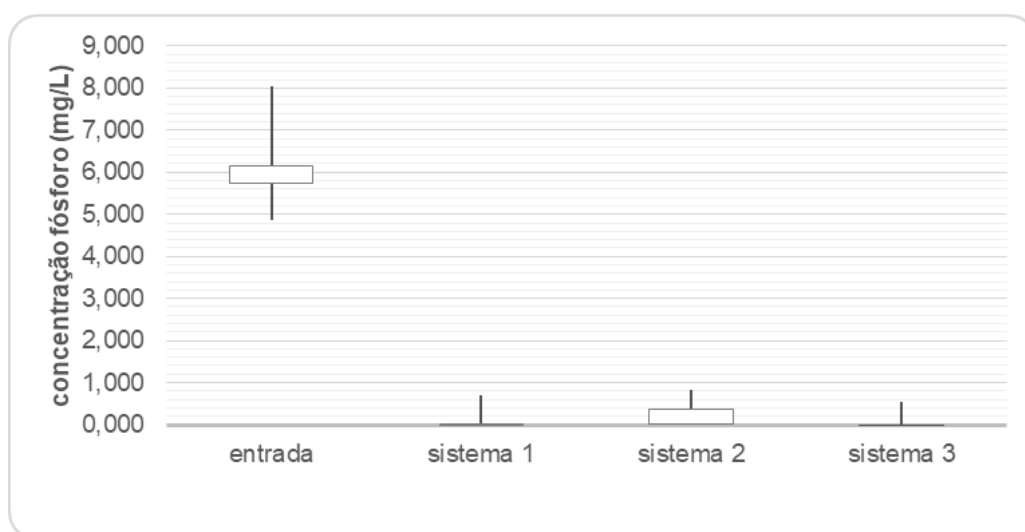


Fonte: Autora via Excel (2025).

Na segunda fase, o S1 apresentou elevada eficiência de remoção de fósforo, alcançando valores médios de  $98,92\% \pm 3,01\%$  (concentração efluente média de 0,066 mg/L). A quadra chuvosa coincidiu com esse desempenho elevado, o que pode estar relacionado tanto à maturação do sistema quanto ao efeito de diluição promovido pelas chuvas. Observou-se, contudo, que os ciclos com precipitação inferior a 50 mm resultaram em concentrações efluentes ainda menores, sugerindo que chuvas moderadas favoreceram o tratamento, enquanto volumes mais intensos, possivelmente, alteraram o tempo de retenção hidráulica ou geraram extravasamento, reduzindo a eficiência observada. O Gráfico 03 destaca o Box Plot com os valores de entrada e saída dos três sistemas, no período chuvoso.

O Sistema S2 apresentou eficiências de remoção menores que o S1 e mais consistentes, com remoções variando entre 68,94% (ciclo 5) e 93,54% (ciclo 14). Nos ciclos iniciais (1 e 2), a eficiência foi elevada, em torno de 76%, mas mostrou tendência de queda nos ciclos seguintes, atingindo o ponto mais baixo no ciclo 5 (68,94%). A recuperação no ciclo 9, com uma remoção de 88,43%, é indicativa de uma capacidade de resposta às condições operacionais favoráveis.

Gráfico 03 — Gráficos de Box Plot de Fósforo no período chuvoso.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Apesar de ter apresentado uma eficiência média inferior à do S1, com remoção de  $74,39\% \pm 15,14\%$ , o S2 revelou o comportamento mais instável entre os sistemas avaliados. Entretanto, observou-se uma melhora progressiva nos últimos ciclos, o que sugere maior capacidade de adaptação às variações de carga e às condições ambientais de insolação. Ravichandran *et al.*, (2021), ao investigarem um sistema de wetlands construído de fluxo vertical observaram elevadas eficiências na remoção do contaminante em águas residuárias, com a combinação de espécies, encontraram valores de remoção similares, em torno de 70%, para o fósforo.

Na fase chuvosa, o S2 obteve uma expressiva redução da concentração de fósforo passando para uma média de 0,208 mg/L com uma taxa de remoção de 99,99% em três ciclos (ciclos 12,13 e 15). A remoção média foi, consequentemente, maior, ainda que inferior aos demais sistemas,  $96,44\% \pm 4,59\%$ . Apesar disso, a precipitação acumulada durante o ciclo também não pareceu influenciar, quando comparada ao percentual de remoção.

O sistema 3 (S3) na fase seca, apresentou a menor eficiência média de remoção de fósforo ( $72,46\% \pm 11,58\%$ ). Nos ciclos iniciais (1 a 3), as eficiências foram de 80,80% (ciclo 1) a 60,99% (ciclo 3), evidenciando uma redução significativa no desempenho, possivelmente devido a sobrecarga de fósforo ou menor capacidade de adsorção no sistema. A recuperação parcial foi observada nos ciclos intermediários (4 a 7), onde as eficiências variaram entre 66,35% (ciclo 5) e 70,41% (ciclo 7). No ciclo 9, o sistema apresentou um aumento considerável, alcançando 83,18%, o que pode indicar melhora nas condições do substrato ou do ambiente.

Na fase chuvosa, o S3 apresentou desempenho semelhante ao do sistema S1 observado no período chuvoso, com uma eficiência média de remoção de fósforo de  $98,11\% \pm 3,14\%$ , acompanhada de um desvio padrão inferior ao verificado nos primeiros 15 ciclos. A concentração média de fósforo na saída do sistema foi de 0,113 mg/L. Assim como os demais sistemas avaliados, o S3 não demonstrou uma relação direta entre os índices de precipitação e a qualidade da água tratada.

Marcelino *et al.*, (2020) investigaram o papel da adsorção na remoção de nutrientes em VFW do tipo *Tidal* e afirma que o substrato tem bastante influência na adsorção do fósforo, especialmente tijolos, contudo, não foi observado esse fenômeno de forma expressiva nos dados apresentados.

Tendo em vista que foi utilizado o mesmo substrato para todos os sistemas e nenhum material apresentou sobrecarga contínua ao ponto de haver redução contínua no nível de remoção de fósforo, mesmo após os 30 ciclos. Pelo contrário, foi observado que os três sistemas operaram mais eficientes nos últimos ciclos, sem indicativo conclusivo de sobrecarga dos substratos.

É possível que a ocorrência de chuvas tenha contribuído para esse resultado, por meio da diluição das concentrações afluentes, sugerindo que os fatores hidrológicos podem ter potencializado temporariamente a remoção de fósforo, embora o substrato continue sendo o principal mecanismo de retenção. Similarmente ao encontrado por Operacz *et al.* (2023), que investigaram o impacto das condições climáticas nas concentrações de poluentes em efluentes de wetlands construídos de fluxo vertical. Os resultados indicaram que, os maiores volumes de precipitação estavam correlacionados com menores concentrações de Fósforo Total no efluente.

Em relação a comparação estatística entre os três sistemas, a análise de Kruskal-Wallis indicou uma diferença estatisticamente significativa na remoção de fósforo entre os três sistemas de wetlands no período seco ( $p\text{-value} = 0,0001$ ) e período chuvoso ( $p\text{-value} = 0,0211$ ). Portanto, pelo menos um dos sistemas teve desempenho superior, inferindo-se que o sistema com *Cana indica* apresentou melhores resultados na remoção de fósforo, em ambas as fases.

Com o uso do teste de Mann-Whitney, verificou-se a diferença entre as concentrações de fósforo entre fase chuvosa e fase seca, para os sistemas. Para o S1 o p-valor foi de  $3,534 \times 10^{-6}$ , para o S2 o p-valor obtido foi de  $7,373 \times 10^{-6}$  e para o S3 p-valor de  $2,738 \times 10^{-6}$ . Em todos os casos, os resultados indicam que há diferenças estatísticas relevantes entre os

conjuntos analisados. Assim, na fase chuvosa o comportamento foi estatisticamente mais eficiente do que na fase seca.

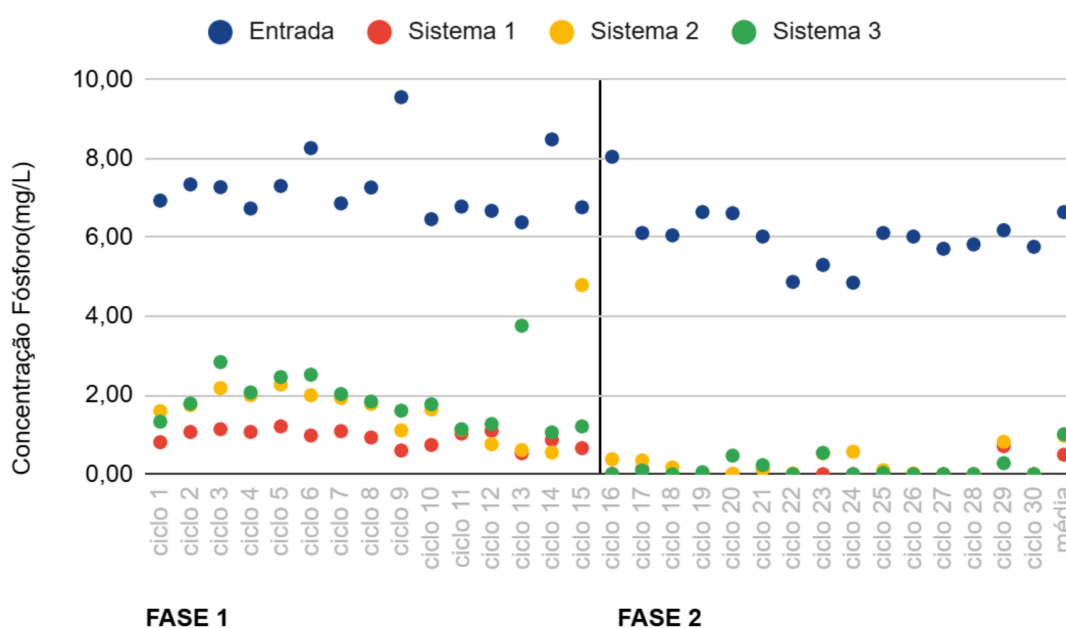
Diversos trabalhos como de Zhang *et al.*, (2023) confirmam que a *Cana indica* possui uma elevada eficiência na remoção de fósforo o que pode ser explicada pelo grande desenvolvimento radicular da raiz, tendo em vista que as macrófitas absorvem nutrientes principalmente por meio de seus sistemas radiculares.

Ainda, López-Chavez et al. (2021) explicam que a Taioba pode liberar fósforo no solo com a ajuda de microrganismos presentes na rizosfera. Esses microrganismos produzem enzimas (fosfoesterase, fosfatase ácida e alcalina) que ajudam a solubilizar o fósforo, facilitando sua liberação no substrato. Esse processo ocorre de forma alternada, dependendo das condições do ambiente e das interações entre a planta e os microrganismos, o trabalho sugere que a planta influencia ativamente a atividade enzimática na rizosfera, afetando a liberação gradual de fósforo no substrato.

#### 5.2.1.3 LAS

Também foi realizada a análise da concentração de surfactantes nas amostras coletadas antes e após o tratamento nos sistemas 1 (S1), 2 (S2) e 3 (S3). Considerando o conjunto dos 30 ciclos experimentais, apresentados no Gráfico 04, os percentuais médios de remoção obtidos foram de 90,36% para o S1, 96,76% para o S2 e 93,76% para o S3.

Gráfico 04: Variação da concentração de Surfactante ao longo da Série Temporal

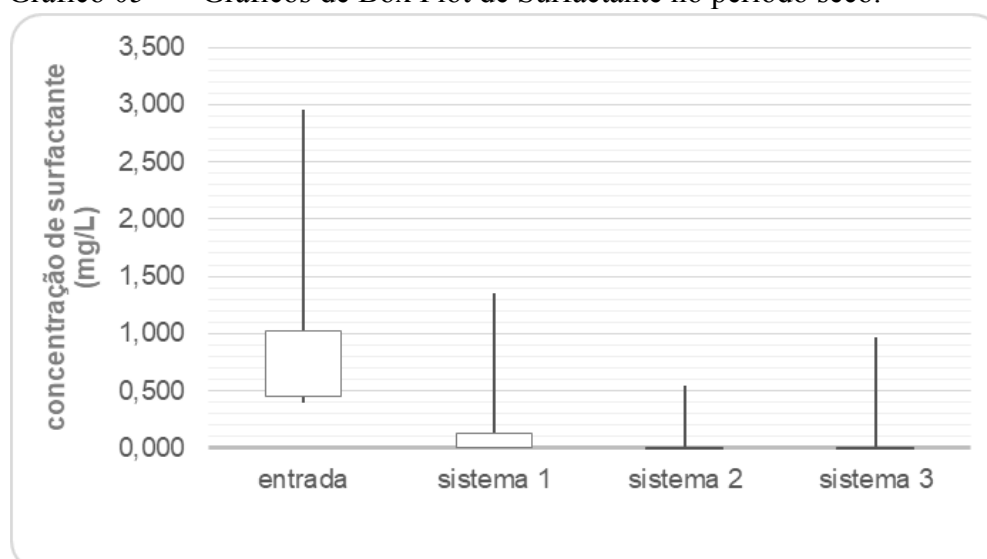


Fonte: Autora (2025).

O sistema S1, na primeira fase, apresentou uma média de concentração surfactante de 0,00 mg/L, apresentando percentuais de remoção total em diversos ciclos como do 11 ao 15, apesar de nos ciclos 1 e 3 ter tido remoções de 54,37% e 64,77%, respectivamente. Além disso, obteve um percentual de remoção médio de  $89,48\% \pm 2,5\%$ . Na fase chuvosa o desempenho foi ainda superior, com uma concentração média de 0,0043 mg/L e uma remoção média elevada de 99,47%. Assim como o fósforo, não foi observada relação entre a chuva e a redução, pois no único ciclo em que houve presença de surfactante nas amostras (ciclo 22), a precipitação acumulada foi de 106,6 mm. O Gráfico 05 destaca o Box Plot com os valores de entrada e saída dos três sistemas, no período chuvoso.

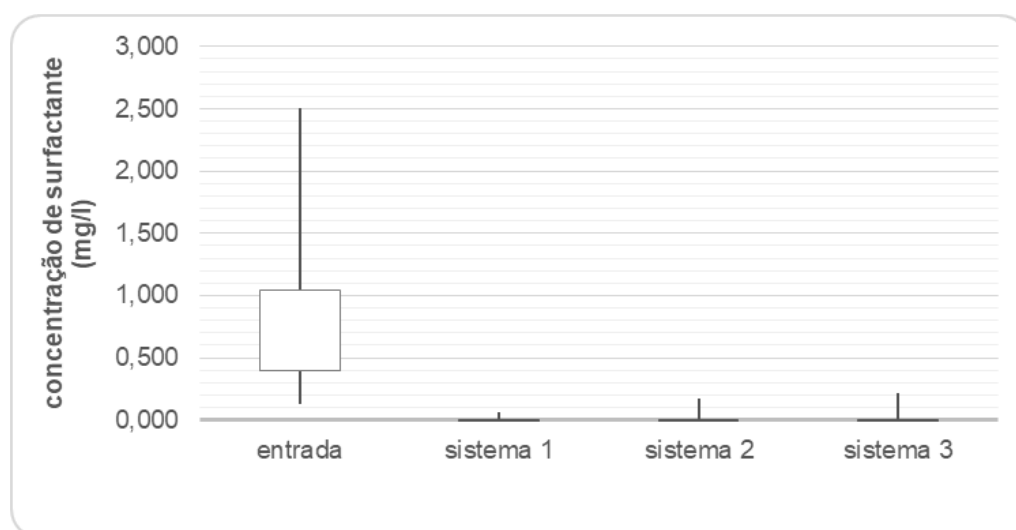
Na fase de seca do sistema combinado S2, a concentração de surfactante média foi de 0,00 mg/L com 13 ciclos de remoção total, estabelecendo uma média de 97,87%. Além disso, a menor remoção verificada foi de 75,59%, apresentando variação de 0,41%. Esses resultados indicam um desempenho bastante consistente e eficiente, que permaneceu durante a quadra chuvosa. Nos ciclos do período chuvoso, houve um aumento na remoção média para  $98,63\% \pm 4,4\%$ , apenas 3 ciclos apresentaram quantidades significativas de surfactante, os ciclos 17, 22 e 29. O Gráfico 06 destaca o Box Plot com os valores de entrada e saída dos três sistemas, no período chuvoso.

Gráfico 05 — Gráficos de Box Plot de Surfactante no período seco.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Gráfico 06 — Gráficos de Box Plot de Surfactante no período chuvoso.



Fonte: Autora via Excel (2025).

No período seco, o sistema S3 apresentou uma eficiência média de 95,28% e um desvio padrão de 12,63%. Apesar de ter alcançado remoção completa em vários ciclos, observou-se eficiência reduzida nos ciclos 2 (57,38%) e 10 (72,59%). Ainda, o Sistema S3 se manteve mais estável no período chuvoso, com uma remoção e concentração média de 98,07%±5,90% e 0,0205 mg/L, respectivamente.

Mesmo que o Sistema 2 (S2) tenha apresentado maiores valores de remoção de surfactantes na fase seca e o Sistema 1 (S1) tenha se destacado na fase chuvosa, o teste de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferença estatisticamente significativa entre os três sistemas. Os valores de  $p$  obtidos foram de ( $p\text{-value} = 0,1864$ ) no período seco e ( $p\text{-value} = 0,5408$ ) no período chuvoso, sugerindo que os wetlands avaliados apresentaram eficiências semelhantes na remoção de surfactantes, considerando o nível de significância adotado.

Para avaliar possíveis diferenças entre as fases seca e chuvosa em cada sistema, foi aplicado o teste de Mann-Whitney. Os resultados mostraram  $p = 0,02913$  para o Sistema 1 (S1),  $p = 0,7494$  para o Sistema 2 (S2) e  $p = 0,9527$  para o Sistema 3 (S3). Esses valores indicam que apenas o S1 apresentou diferença estatisticamente significativa entre os dois períodos, com maior eficiência de remoção durante a fase chuvosa, o que sugere que o sistema composto por *Canna indica* é mais influenciado pelas condições climáticas.

A elevada eficiência de remoção de surfactante, observada nos três sistemas, também foi registrada por Soundaranayaki (2017) em um sistema de wetlands de fluxo horizontal, onde remoção de surfactantes de águas cinzas próximas a 80% foram alcançadas em um TRH de 4 dias, sendo atribuídas à *Canna*, que desempenhou um papel fundamental na melhoria da eficiência do tratamento. Thomas et al. (2017) compararam sistemas plantados e não



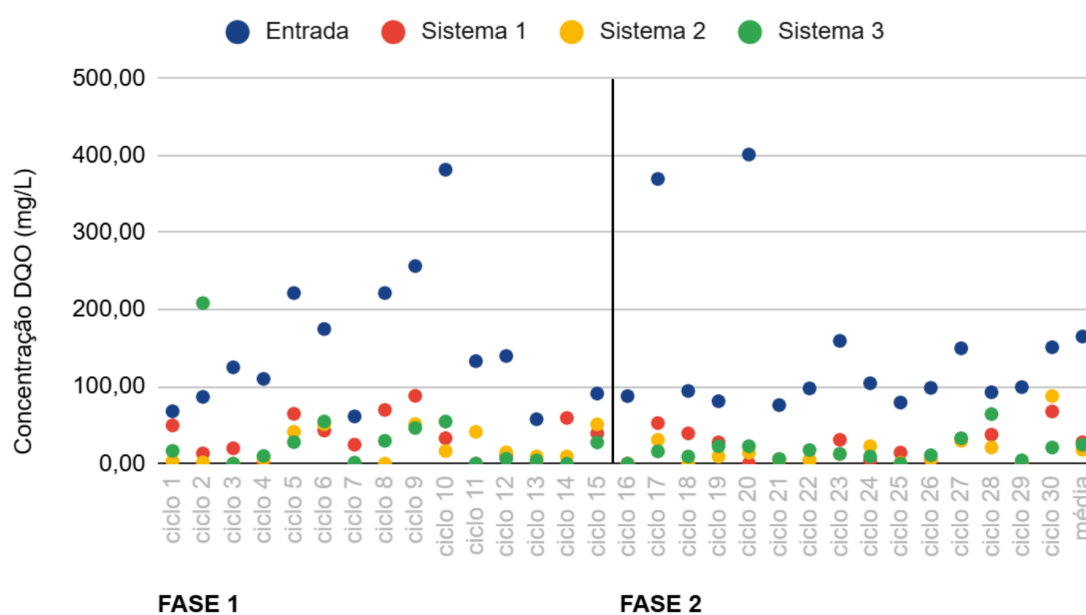
plantados de wetlands de fluxo subsuperficial com um TRH de treze dias e concluíram que a vegetação em wetlands construídos desempenha um papel fundamental na remoção de LAS, uma vez que a presença de biomassa vegetal está diretamente relacionada ao aumento das taxas de remoção do contaminante. Além disso, o estudo identificou uma eficiência de remoção superior a 90%, evidenciando a contribuição das plantas para a otimização do desempenho desses sistemas.

Assim, apesar de a literatura destacar o papel das plantas no processo de remoção, os dados aqui apresentados não evidenciam, estatisticamente, que a combinação de espécies promove melhor desempenho na remoção de surfactantes.

#### 5.2.1.4 Matéria Orgânica (DQO)

Os sistemas apresentaram um desempenho satisfatório para remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, com percentuais de remoção de até 99.9%. Considerando todo o período de estudo, as remoções foram de 83,09% no sistema 1, 89,05% no sistema 2 e 85,08 no sistema 3, o Gráfico 07 mostra a variação da concentração de DQO ao longo do estudo.

Gráfico 07 — Variação da concentração de DQO ao longo da Série Temporal



Fonte: Autora (2025).

Na fase 01, o sistema S1 apresentou eficiência média de remoção de DQO de  $84,00\% \pm 31,39\%$ , o melhor dentre os três. Em alguns ciclos como o 2 (84,62%) e o 4 (99,9%), o sistema mostrou uma boa capacidade de remoção, mas há ciclos com remoção mais baixa ou acréscimo de DQO, como no ciclo 3 e no ciclo 11. Apesar disso, o S1 se mostrou

relativamente eficiente na maior parte dos ciclos, com uma concentração média de 33,00 mg/L com uma variância baixa, próxima de 10% na remoção.

Na fase 02, o sistema S1 apresentou desempenho ligeiramente superior, com uma eficiência média de remoção de 85,74%, atingindo valores máximos de 99,9% nos ciclos 1, 5 e 14. Apesar disso, registrou-se também a maior concentração entre os três sistemas, com média de 14,33 mg/L. A precipitação pluviométrica não demonstrou uma correlação direta com a eficiência do tratamento. Observou-se que diversas variações nos resultados foram atribuídas à qualidade variável da água afluenta, a qual apresentava concentrações flutuantes de DQO, influenciadas pelo sistema de abastecimento local.

Similarmente Rahmadyanti e Audina (2020), encontraram remoção de DQO na mesma faixa, em torno de 89% de remoção pela *Canna indica* em um sistema de wetlands de fluxo híbrido tratando águas residuárias, durante 3 dias.

O sistema S2, por sua vez, se destacou como o sistema mais eficiente em termos de remoção percentual em ambas as fases. No período seco a média de remoção foi de  $86,64\% \pm 15,81\%$ . Este sistema apresentou uma performance consistente e de alto desempenho ao longo dos ciclos, com valores de remoção frequentemente superiores a 90%. De maneira geral, o S2 mostrou características que favorecem a remoção eficiente da matéria orgânica, como uma média de concentração efluente de 19,84 mg/L.

No período chuvoso, o percentual de remoção média foi de 93,9%, bem superior aos outros sistemas, assim como a concentração de 9,33 mg/L. O tratamento se manteve tão estável quanto no período seco, com desvio padrão de 15,00%, a exceção do ciclo 15 em que houve uma remoção de 41,94%, muito distante da média. Para o sistema S2 a precipitação também não foi percebida como influência direta na melhoria do tratamento.

Na literatura, Suganya *et al.*, (2022) destacam que a remoção de DQO para ambas as espécies, em sistemas de fluxo horizontal separados abastecidos com esgoto, apresentam eficiências acima de 40%. Enquanto Paulo *et al.*, (2019), também com água de esgoto, encontraram tratamentos acima de cerca de 77% para uma DQO de 326 mg/L, em um sistema de tratamento de fluxo vertical ascendente que combinou taioba e cana.

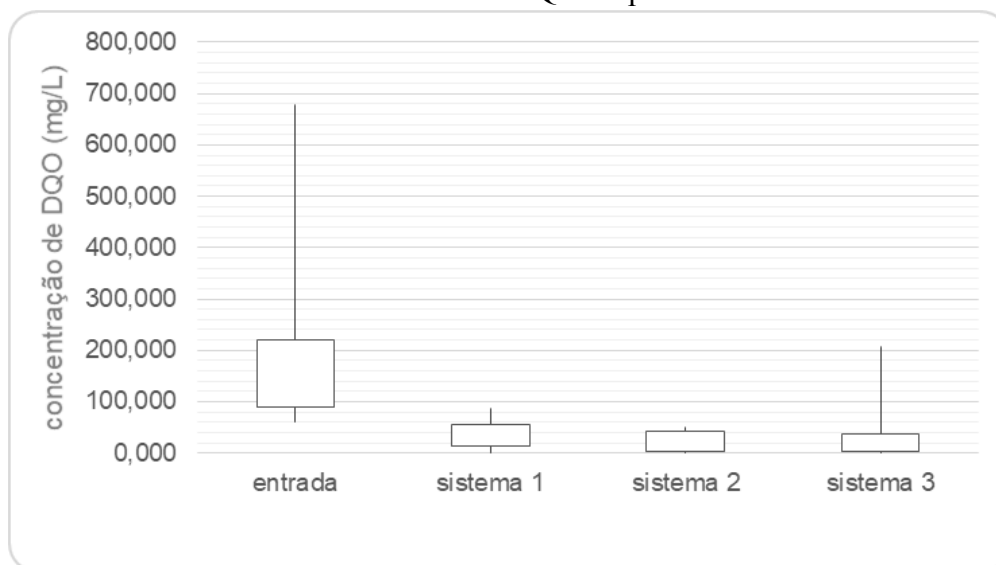
Por último, o sistema S3 teve uma média de remoção de DQO  $72,78\% \pm 59,89\%$ , no período seco. No ciclo 2, houveram problemas operacionais que podem ter influenciado em uma acumulação ou liberação inesperada de matéria orgânica, ocorreu um vazamento e o sistema precisou se movimentar. Quando em funcionamento normal, o S3 mostrou-se eficaz,

mas essas variações indicam que o sistema é mais sensível a mudanças nas condições de operação, apesar de uma concentração média de 32,53 mg/L, levemente inferior ao S1.

No período chuvoso o sistema S3 apresentou um desenvolvimento expressivo em relação ao seu desempenho na primeira fase, com uma média de remoção de  $91,05\% \pm 17,16\%$ , e concentração média de DQO de 12,67 mg/L, ainda levemente inferior ao S1. Do mesmo modo que os outros sistemas, não foi observada relação entre a chuva e os resultados apresentados.

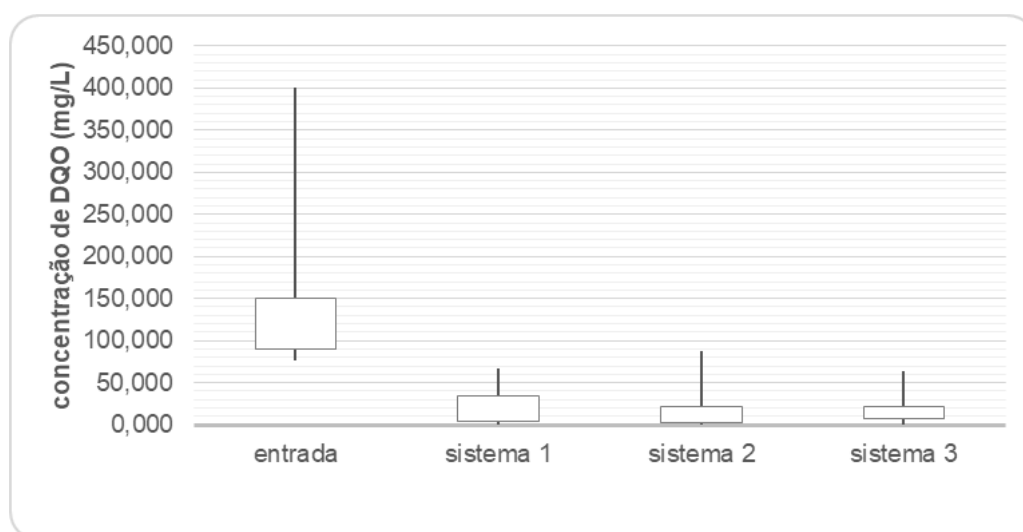
Minakshi, Sharma e Rani (2021), em um sistema de fluxo vertical em escala de bancada, obtiveram melhores percentuais de remoção de matéria orgânica, determinando que o aumento da biomassa da planta promovia o desenvolvimento microbiano entre as raízes. Assim, a degradação microbiana e a formação de biofilme são favorecidas, levando à diminuição do conteúdo de matéria orgânica.

Gráfico 08— Gráficos de Box Plot de DQO no período seco.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Gráfico 09— Gráficos de Box Plot de DQO no período chuvoso.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Considerando o fator da precipitação, o estudo de Nsanzabaganwa et al. (2025) investigou a influência da precipitação na remoção de DQO em wetlands construídos de fluxo vertical subsuperficial. Os resultados indicaram que as eficiências médias de remoção de DQO foram de 68,77% e 71% na estação seca e na estação chuvosa, respectivamente. Os autores sugerem que a maior eficiência observada na estação chuvosa pode ser atribuída ao efeito de diluição causado pela precipitação, que reduziu a carga orgânica no afluente, facilitando o processo de remoção de DQO pelo sistema.

O teste de Kruskal Wallis realizada nos dados de remoção de DQO entre os três wetlands não indicou uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos na período seco, com um  $p\text{-value} = 0.4141$ , nem no período chuvoso, com um  $p\text{-value} = 0.7043$ . Isso significa que, com base nos dados analisados, não há evidências suficientes para afirmar que as médias de remoção de DQO nos três sistemas de wetlands são estatisticamente diferentes.

Em termos de comparação estatística entre uma fase e outra, o teste de Mann-Whitney apresentou valores de  $p$  iguais a 0,227, 0,631 e 0,698, para os sistemas 1, 2 e 3 respectivamente. Assim, confirma-se que a chuva não foi o fator elementar para a melhoria do tratamento no período do experimento, contudo contribuiu na diluição do afluente.

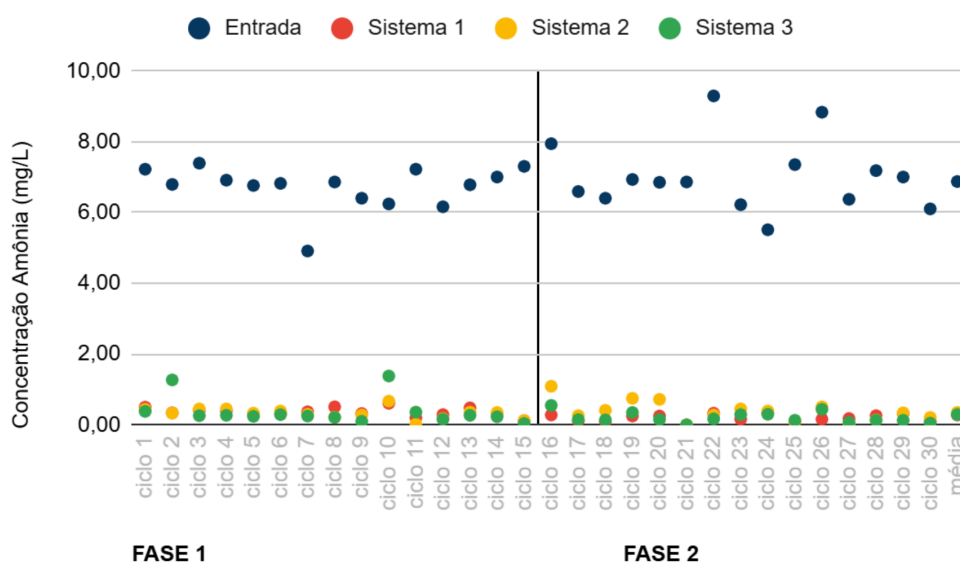
Ressalta-se que houve melhora ou estabilização do desempenho do sistema ao longo dos 30 ciclos, mas essa melhora se deu na segunda fase. No entanto, em ambos os períodos, os valores obtidos foram considerados satisfatórios, evidenciando uma elevada eficiência nos três sistemas avaliados.

### 5.2.1.5 Nitrogênio

No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, os três sistemas apresentaram ótimos resultados com médias de remoção percentual de 95,94% para o S1, 94,89% para o S2 e 95,75% para o S3. Contudo, por mais que as concentrações do efluente fossem baixas, os sistemas realizaram uma remoção completa de amônia apenas no ciclo 21. No Gráfico 10 é possível acompanhar a série amostral no decorrer do estudo para o parâmetro de amônia.

Na primeira fase o sistema S1 apresentou uma média de concentração efluente de 0,37 mg/L, com uma remoção média de aproximadamente  $94,5\% \pm 2\%$ . Já no período chuvoso o sistema S1 se mostrou superior com uma concentração de 0,18 mg/L e remoção média de  $97 \pm 1,54\%$ . Essa aparente maior eficiência pode refletir tanto o desempenho do sistema quanto os efeitos da diluição devido à precipitação, como observado no ciclo 21, quando ocorreu uma chuva intensa.

Gráfico 10 — Variação da concentração de Amônia ao longo da Série Temporal.



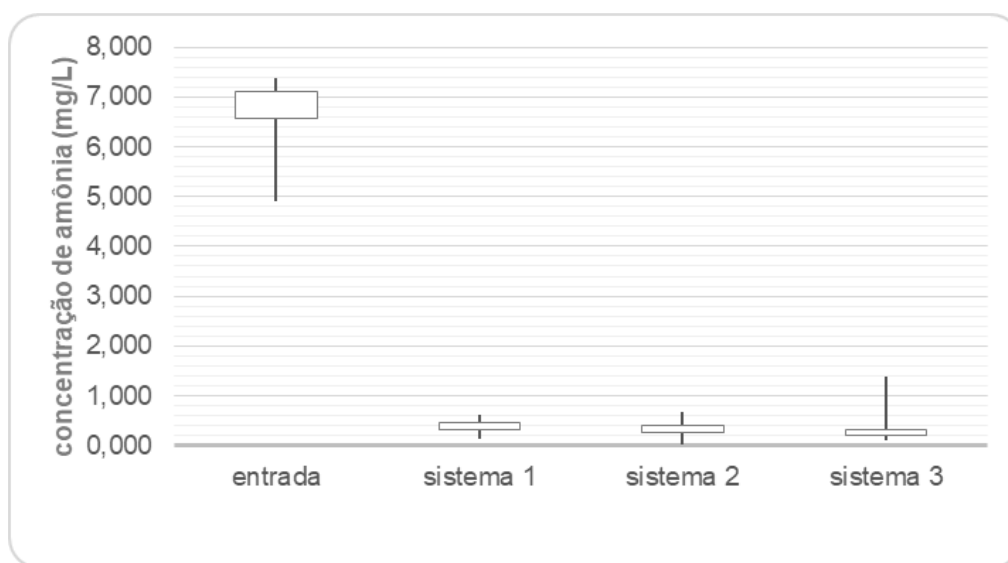
Fonte: Autora (2025).

Ghezali *et al.*, (2022), com VFCW em um TRH de três dias, e Zhang *et al.*, (2023), em wetlands de fluxo subsuperficial com luz natural, também indicaram uma alta eficiência da espécie, acima de 90% para águas residuárias. Já no trabalho realizado por Silvestrini *et al.* (2019) observaram que a Cana, em condições de temperaturas elevadas, alcançou uma média de remoção de 72% de amônia no tratamento de chorume utilizando VFCW. Esse percentual é

considerado pelos autores como bastante positivo, destacando-se como uma opção eficiente para a remoção desse parâmetro.

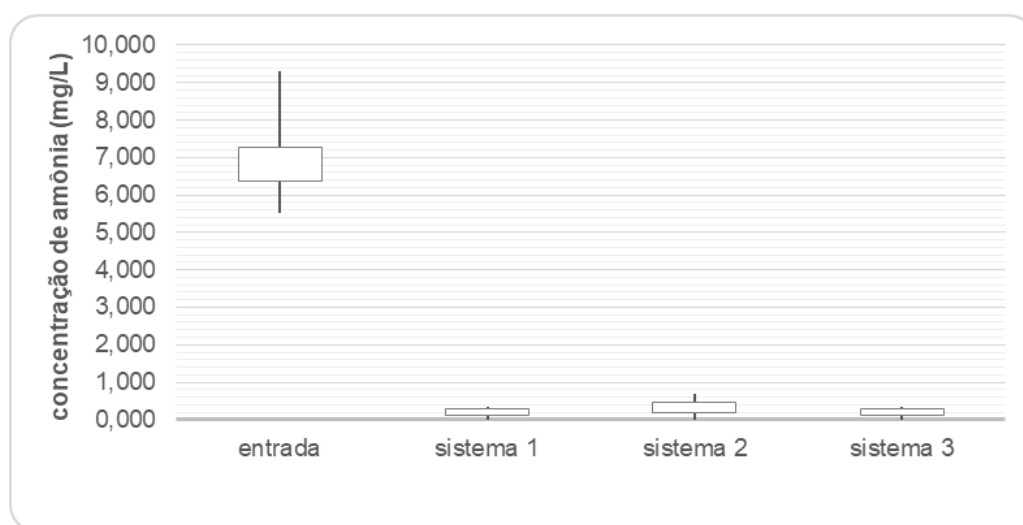
O S2 respondeu de forma semelhante em ambas as fases. No período de seca estabeleceu uma concentração média de amônia de 0,33 mg/L e um percentual de remoção médio de 95% e um desvio padrão levemente maior de 2,39%. No período chuvoso, apesar de apresentar melhores resultados com remoções percentuais globais, as flutuações maiores resultaram em uma média  $94,7 \pm 4,06\%$ , assim, não foi observada relação entre a chuva e a melhoria da qualidade da água. Os Gráficos 11 e 12 destacam os Box Plot com os valores de entrada e saída dos três sistemas, no período seco e chuvoso, respectivamente.

Gráfico 11 — Gráficos de Box Plot de Amônia no período seco.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Gráfico 12 — Gráficos de Box Plot de Amônia no período chuvoso.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Por outro lado, o S3 obteve um melhor desempenho que o S2 de modo geral. Com uma concentração média de amônia de 0,26 mg/L e uma remoção média de 96% na fase 01, apesar disso a variabilidade se mostrou menor, com um desvio padrão de 6%. Enquanto na segunda fase houve uma melhora na qualidade do efluente em relação aos primeiros 15 ciclos. A concentração média de amônia foi de 0,20 mg/L e a remoção média de  $97,01\% \pm 2,01\%$ , assim como no S2, a precipitação não pareceu influenciar na melhoria do tratamento.

Em relação a comparação estatística entre os três sistemas, a análise de Kruskal-Wallis não indicou uma diferença estatisticamente significativa na remoção de amônia entre os três sistemas de wetlands ( $p\text{-value} = 0,1168$ ), inferindo-se que as médias de remoção de amônia nos três wetlands não diferem significativamente entre si.

De fato, o teste de Mann-Whitney, apontou que não há diferença significativa, entre as fases 1 e 2, para os sistemas 2 e 3, com o  $p\text{-value}$  de 0,90 e 0,12, respectivamente. Por outro lado, o S3 apresentou um  $p\text{-value} = 0,00070$ , indicando que as condições climáticas influenciaram o tratamento realizado pelo sistema de *Xanthosoma Sagittifolium*.

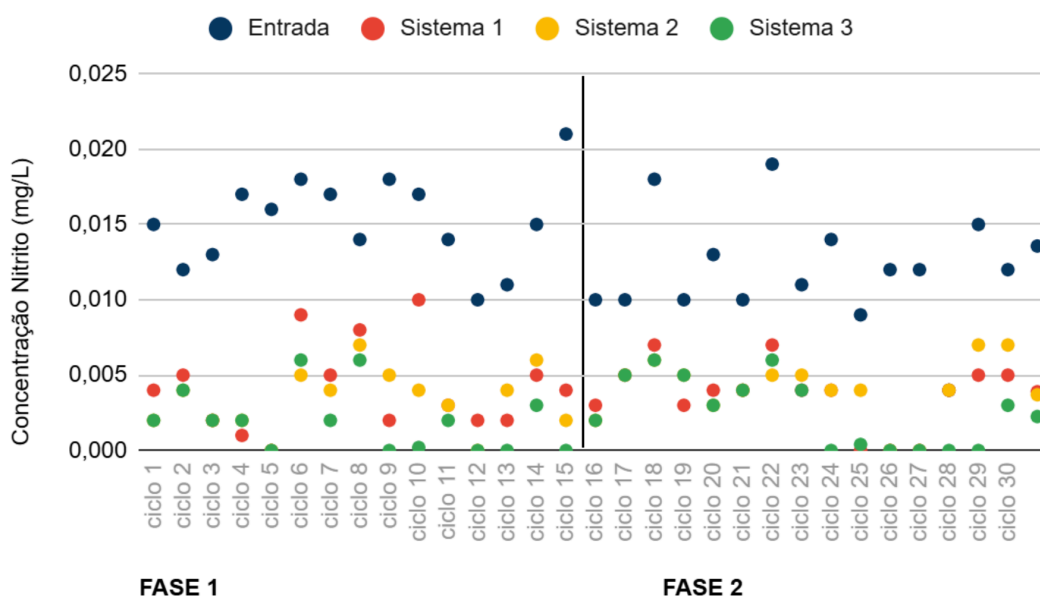
As três configurações de wetlands apresentaram desempenho estatisticamente semelhante na remoção de amônia ao longo dos ciclos. Não houve evidência de diferença entre os sistemas, inclusive entre quadras seca e chuvosa. Portanto, sistema com *Canna indica*, a pequena redução da concentração efluente observada na quadra chuvosa foi modesta e não significativa.

O Gráfico 13 apresenta o nitrogênio na forma de Nitrito, onde as remoções nos três sistemas ainda foram consideradas significativas, permanecendo acima de 70% na maioria dos ciclos e em diversos momentos apresentando remoção integral. Vale ressaltar que os

valores do afluente foram baixos, por isso, remoções maiores eram esperadas, contudo, não houve uma constância ao longo dos ciclos e os valores variam independentemente da concentração de entrada. Ainda que os três sistemas demonstraram padrões semelhantes na curva da série temporal, observou-se que, ao longo dos ciclos, a remoção de nitrito não segue um padrão linear claro. Em todo o experimento o S3 se destacou com uma média de remoção de 83,39%, seguido pelo S2 com 72,73% e por último o S1 com 71,25%.

No período seco, mesmo com concentração média nitrito final de 0,004 mg/L, o sistema S2 teve uma eficiência levemente superior ao S1, com uma remoção média de, aproximadamente, 72,46%. Isso porque o desvio padrão do S1 foi de, aproximadamente, 18%, variando entre 40,46% de remoção no ciclo 10 e 99,99% no ciclo 5, enquanto o S2 apresentou  $77,73 \pm 14,32\%$  de remoção média. No ciclo 10, houve uma chuva intensa que pode explicar o comportamento inferior do S1, porém, os outros sistemas não foram influenciados para o tratamento de nitrito. Apesar disso, em alguns ciclos como o 3 e 4, o tratamento realizado pelo S1 foi superior aos outros sistemas.

Gráfico 13 — Variação da concentração de Nitrito ao longo da Série Temporal



Fonte: Autora (2025).

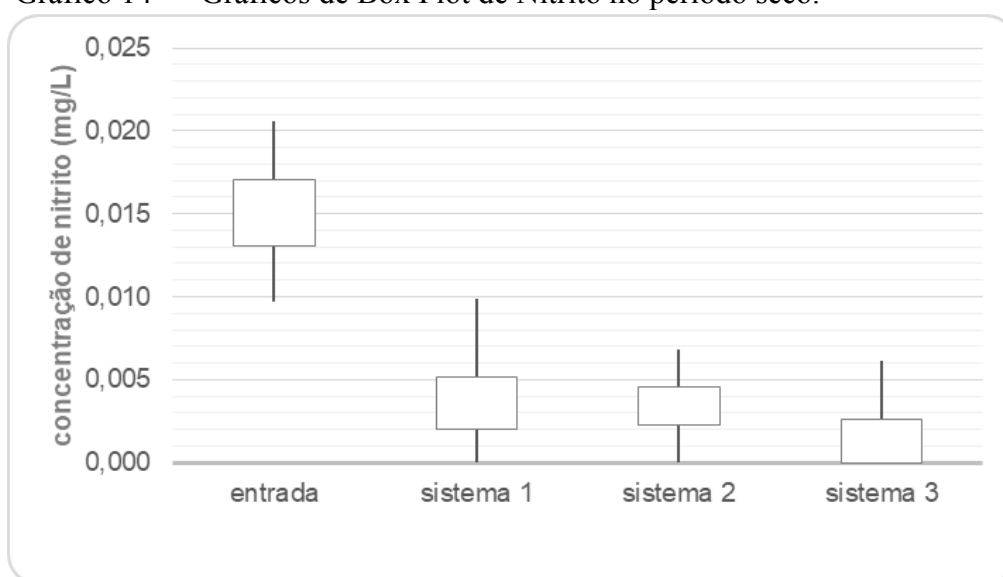
Com uma média de remoção nitrito de 87,26% e concentração média de 0,002 mg/L, o S3 demonstrou um tratamento mais expressivo, indicando que há uma influência da taioba na



remoção de nitrito. Além disso, apresentou menor desvio padrão no percentual de remoção, com 13,5%.

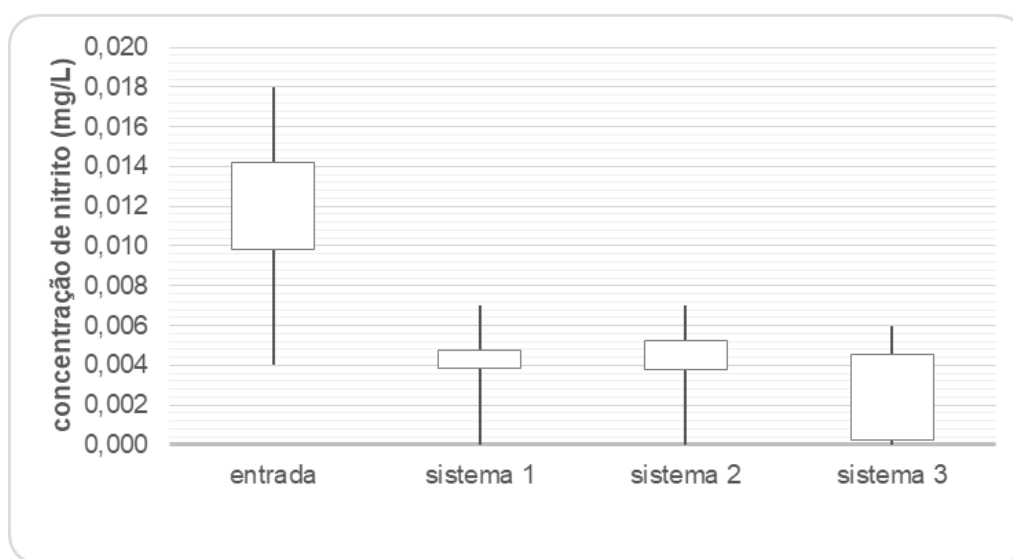
Na fase chuvosa o S3 também se destacou, apesar de, como esperado, os três sistemas apresentaram percentuais de remoção maiores em relação à período seco, os Gráficos 14 e 15 destacam os Box Plot no período seco e chuvoso, respectivamente. O S3 obteve na período seco 77,91% de remoção no período chuvoso. Através do cruzamento dos dados de precipitação e concentração foi possível identificar uma relação inversa entre a melhoria do tratamento e a quantidade de chuva.

Gráfico 14 — Gráficos de Box Plot de Nitrito no período seco.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Gráfico 15 — Gráficos de Box Plot de Nitrito no período chuvoso.



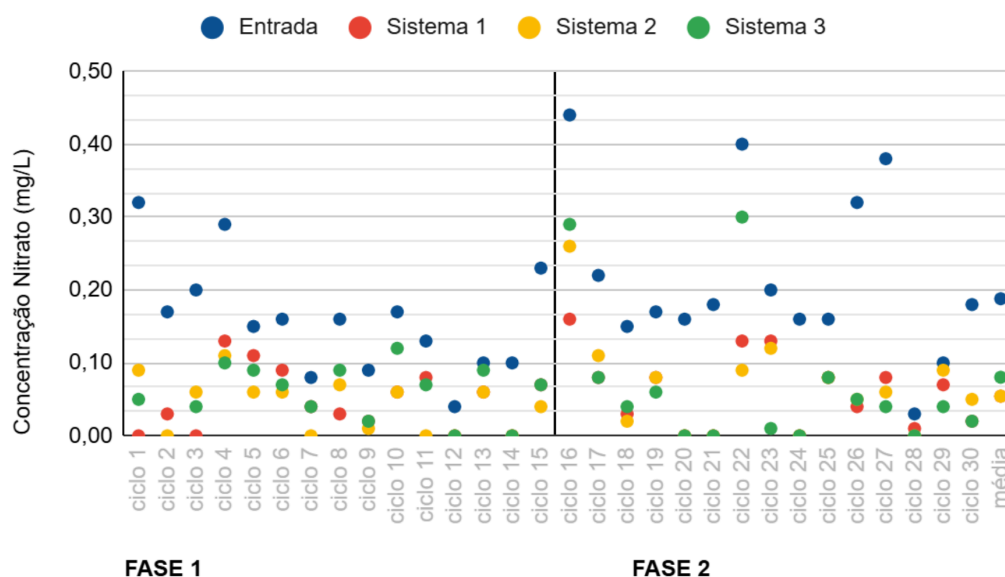
Fonte: Autora via Excel (2025).

Para verificar se as diferenças observadas nas médias de remoção entre os wetlands são estatisticamente significativas, foi realizado o teste de Kruskal-wallis. O *p-value* obtido foi 0,048 em ambas as fases, valores menores que o nível de significância adotado, de 0,05, o que leva à rejeição da hipótese nula de que as médias de remoção de nitrito são iguais. Assim, corroborando com a hipótese, que as diferenças observadas são influenciadas pela espécie e o tratamento com a *Xanthosoma Sagittifolium* é mais eficiente.

Já o teste de Mann-Whitney, ao comparar as fases 1 (seca) e 2 (chuvosa) nos sistemas, apresentou os seguintes valores de *p-value*: 0,1399 para o S1, 1 para o S2 e 0,268 para o S3, indicando que não há diferença estatisticamente significativa no desempenho do tratamento realizado pelas espécies entre as duas fases sazonais. Ainda assim, o sistema S3 se destacou em termos de desempenho geral ao longo do experimento.

Já para o nitrato, o Gráfico 16 traz a variação temporal para remoção de nitrato, no qual as concentrações de afluente variaram bastante, o que não alterou expressivamente as médias de remoção. O sistema S1 e S2 apresentaram uma remoção média de 71,10% no geral, enquanto o sistema 3 apresentou média de 57,27%.

Gráfico 16 — Variação da concentração de Nitrato ao longo da Série Temporal



Fonte: Autora (2025).

O S1 nos três primeiros ciclos, como o ciclo 1, a remoção foi de 99,9%%, indicando uma remoção eficiente de nitrato. No entanto, em ciclos posteriores, como o ciclo 5, houve uma queda significativa na eficiência, com a remoção de 26,21%. Na fase 02 a concentração média de nitrato foi de 0,07 mg/L em contraposição a média de 0,05 mg/L do período seco. Os valores, apesar de muito baixos, não parecem ter sido influenciados pela chuva, correlacionando com a precipitação.

Tendo em vista que a eficiência do tratamento de amônia foi elevada, um dos fatores que pode ter contribuído para esse efeito é a preferência das plantas por uma forma específica de nitrogênio afeta a disponibilidade das outras formas no solo, influenciando a comunidade microbiana. Por exemplo, plantas que absorvem preferencialmente nitrogênio amoniacal utilizam essa fonte de nitrogênio de forma mais eficiente do que o nitrato, refletindo sua vantagem competitiva na aquisição de nitrogênio (He *et al.*, 2021). Contribuindo com esse raciocínio, Cui *et al.* (2017) trazem que a absorção de  $\text{NH}_3^-$  e  $\text{NO}_3^-$  da cultura pode mudar durante seus diferentes estágios de crescimento, paralelamente a partir do ciclo 4 a *Canna Indica* do S1 apresentou um crescimento exponencial com fins reprodutivos e floração finalizou no ciclo 6.

Ainda, em um experimento de HFW feito por Bidira *et al.* (2024) com tijolo triturado e *Canna Indica*, foram encontrados valores médios de remoção de 76,79% após um período de 3 dias, indicando uma correspondência a média encontrada nesta pesquisa.

O sistema S2 obteve uma média de remoção de nitrato de  $77,69\% \pm 19,93\%$  e concentração média efluente de  $0,04 \text{ mg/L}$ , apresentando bom desempenho, em ciclos como o 2 e o 14, o wetland demonstrou uma eficiência de  $99,9\%$ . No entanto, no ciclo 13, caiu para  $44,64\%$ , indicando que o wetland passou por variações significativas de desempenho. No ciclo 13 houve um problema de vazamento no S2, que pode ter influenciado negativamente no tratamento de nitrato. O vazamento pode ter causado um escoamento mais rápido da água, diminuindo o tempo disponível para os processos biológicos responsáveis pela remoção do nitrato, como a desnitrificação microbiana e a absorção pelas plantas.

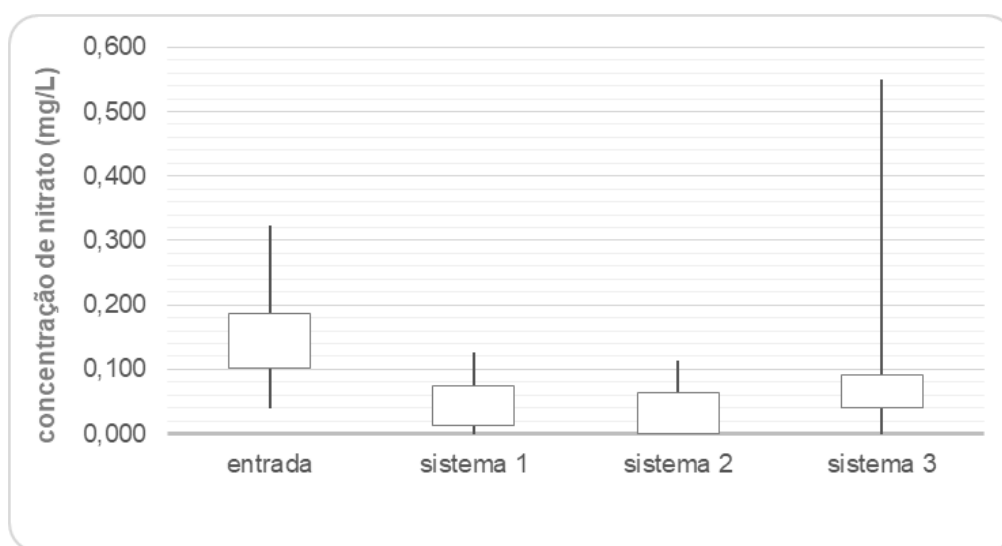
No período chuvoso o sistema S2, apresentou uma diminuição de remoção média para  $73,91\% \pm 27,16\%$ , um desvio padrão elevado, mas dado a baixa concentração de nitrato na amostra, pouco alarmante. A chuva também não pareceu ter influência direta na concentração ao longo do tempo.

Por fim, na fase 01 o sistema S3 teve uma concentração efluente de  $0,09 \text{ mg/L}$  e média de remoção de nitrato de  $41,94\% \pm 78,31\%$ , a mais baixa entre os três sistemas. A eficiência foi significativamente variável, com ciclos como o 2, onde a remoção foi negativa, ou seja, maior que o afluente. Nesse ciclo houve um problema de vazamento em que foi necessário mover o sistema para retirar a água e o efluente abrangeu parte do precipitado, o que resultou em um aumento de nitrato.

Por outro lado, ciclos como o 3 e o 9, mostraram uma remoção positiva, mas com eficiência menor em comparação com os outros sistemas, com  $79,75\%$  e  $80,42\%$ , respectivamente. O ciclo 12, com  $87,30\%$ , foi um dos melhores resultados do S3, mas a média final indica que este sistema teve dificuldades consistentes em remover nitrato de forma eficiente.

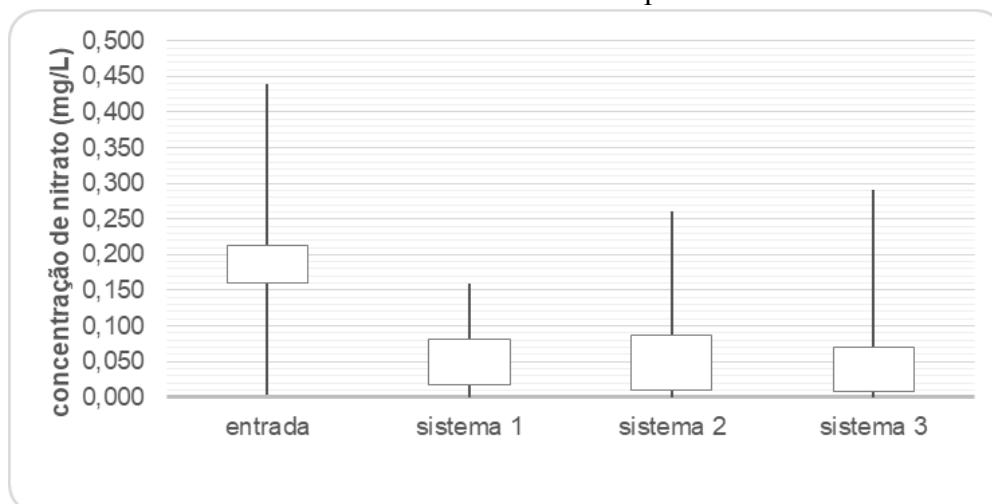
Diante disso, a segunda fase se mostrou muito proveitosa para o S3 pois as falhas operacionais não existiram, estabelecendo uma média de remoção de  $79,08\% \pm 21,63\%$ , superior ao encontrado no período seco. Os Gráficos 17 e 18 destacam os Box Plot no período seco e chuvoso, respectivamente.

Gráfico 17 — Gráficos de Box Plot de Nitrato no período seco.



Fonte: Autora via Excel (2025).

Gráfico 18 — Gráficos de Box Plot de Nitrito no período chuvoso.



Fonte: Autora via Excel (2025).

A análise de significância estatística por meio do teste de Kruskal-Wallis resultou em um  $p\text{-value} = 0,8279$ , indicando que não houve diferença significativa entre os três sistemas. Além disso, mesmo que os sistemas tenham apresentado percentuais de remoção superiores no período chuvoso, o teste de Mann-whitney não indicou que há diferença estatisticamente significativa entre os dois períodos para o S3 ( $p\text{-value} = 0,5161$ ). Os outros dois sistemas também não apresentaram diferença significativa. Assim, não houve influência climática na eficiência do tratamento.

De acordo com Spieles (2000), o processo combinado de nitrificação e desnitrificação é o principal responsável pela remoção do nitrogênio em sistemas de tratamento, enquanto a absorção pelas plantas, embora relevante, desempenha um papel secundário. Com base nos

resultados obtidos, observou-se que a remoção de amônia foi significativamente superior à de nitrito e nitrato. Embora as concentrações afluentes de nitrito e nitrato fossem menores, os percentuais de remoção desses compostos foram menos expressivos em comparação à amônia, o que sugere que houve transformação da amônia em outras formas de nitrogênio ao longo do processo, possivelmente via nitrificação.

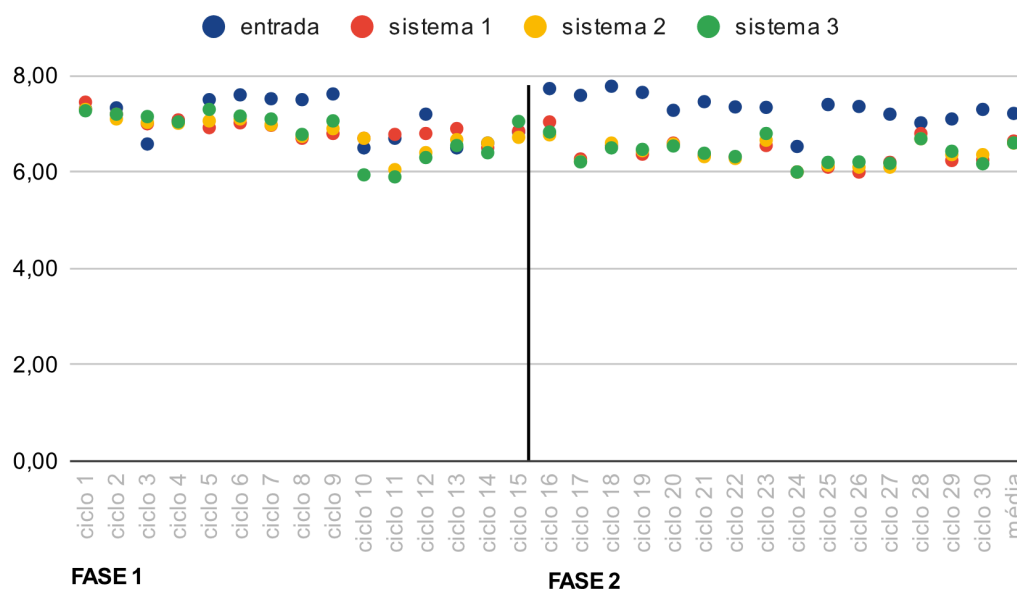
Essa hipótese é reforçada pelo comportamento do pH observado nos sistemas, pois, segundo Silvestrini (2019), a nitrificação é um processo que tende a acidificar o meio, promovendo a redução do pH. Tal queda foi de fato registrada nos experimentos, funcionando como um indicativo adicional de que o processo de nitrificação esteve ativo durante o tratamento.

Ainda, Ghezali (2022), em um experimento de VFCW com THR de três dias, traz que o desenvolvimento radicular da *Canna indica* desempenhou um papel fundamental na remoção da amônia de águas poluídas, assim como a adsorção realizada pelos materiais presentes no substrato. E Cui *et al.*, (2010), em um experimento com VFCWs colabora trazendo que o tratamento de nitrato é melhorado com a presença da Cana, mas que o TRH mais curto é desfavorável para a nitrificação. Desse modo, compreende-se que foram diferentes os processos que contribuíram para o tratamento de nitrogênio desta pesquisa.

### **5.2.2 Parâmetros de pH e Condutividade**

O sistema S1 mostrou-se o sistema mais estável, com valores de pH consistentemente próximos ao da entrada, apresentando uma média de 6,64 contra o valor de entrada de 7,20, como mostra o Gráfico 19. Apesar de oscilações pontuais, como nos ciclos 8 (6,7) e 14 (6,5), o sistema demonstrou um comportamento uniforme ao longo do tratamento, sugerindo uma capacidade moderada de manter o pH dentro de um intervalo ideal, embora, com uma limitação no amortecimento de alterações mais extremas. Jayalakshmi, Soundaranayaki e Kannan (2023), encontraram um comportamento similar da Cana, e indicaram que há uma interferência mesmo que pequena na regulação do pH, deixando-o levemente mais ácido.

Gráfico 19— Variação do pH ao longo da Série Temporal.



Fonte: Autora (2025).

O sistema S2 apresentou uma maior variação nos valores de pH, também com uma média final de 6,60, mas exibindo maior instabilidade em ciclos específicos, como no ciclo 11 (6,050). Ravichandran *et al.* (2021) em um sistema combinado de espécies também encontrou uma redução do pH, mas com valores mais próximos à neutralidade.

O sistema S3 alcançou uma média de 6,60. Contudo, também apresentou os valores mais baixos nos ciclos 10 (5,940) e 11 (5,900), indicando uma variação significativa ao longo dos ciclos. Essa irregularidade sugere que, embora tenha um bom desempenho em ciclos específicos, o S3 sofre com flutuações mais intensas, o que pode ser atribuído a fatores internos, como a dinâmica microbiológica.

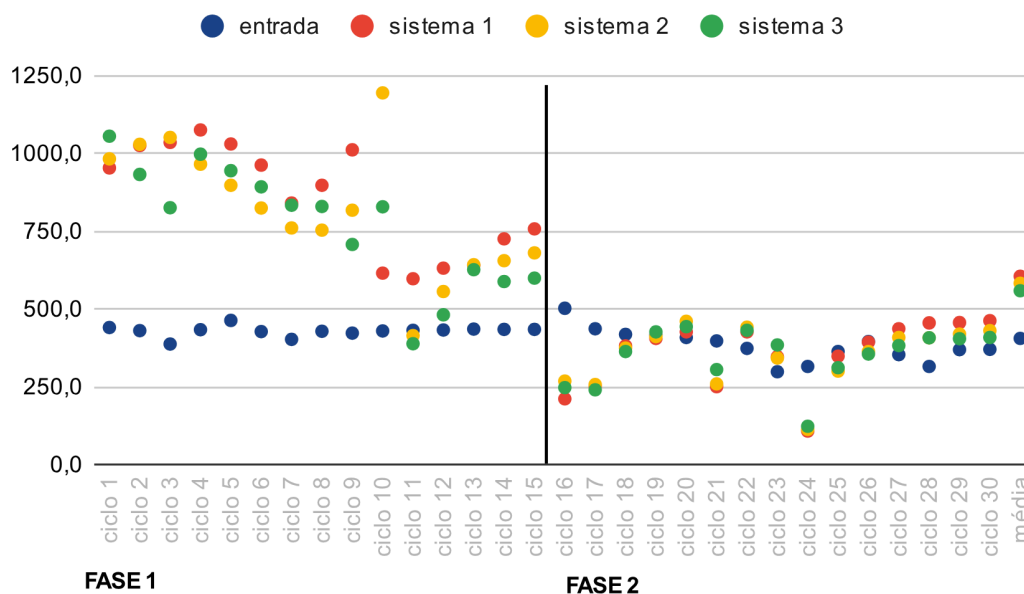
Kumar *et al.*, (2019) trazem que a Taioba possui uma capacidade melhor que a Cana de manter a média mais próxima da neutralidade, contudo, indicou que a Cana possui mais eficiência para a regulação do pH, o estudo explica que à medida que o tempo de retenção da água no sistema aumenta, há uma maior liberação de ácidos orgânicos pelas plantas aquáticas, o que resulta na diminuição do pH do meio. Contudo esse efeito da taioba foi observado apenas no período seco.

Como foi percebido uma redução da concentração média dos efluentes das duas fases, o teste de Mann-Whitney foi necessário para verificar se há influência da precipitação no tratamento na segunda fase. O teste apresentou um  $p\text{-value} = 0.0001$ , para o S1,  $p\text{-value} = 0.0005$  para o S2 e  $p\text{-value} = 0.0113$  para o S3. Portanto, a período chuvoso de fato valores de pH estatisticamente mais ácidos que a período seco.

No que tange a condutividade elétrica (CE), os dados na entrada mostram uma média de 405  $\mu\text{S/cm}$ , enquanto nos sistemas de wetland, observa-se um aumento considerável, variando entre 211 $\mu\text{S/cm}$  e 1194  $\mu\text{S/cm}$  ao longo dos ciclos. Esse aumento da condutividade indica a presença de sais dissolvidos e outros compostos iônicos liberados durante o processo de tratamento, possivelmente decorrentes da decomposição da matéria orgânica, mineralização de nutrientes e interações entre a água e o substrato utilizado nos sistemas. Segundo Aurora *et al.*, (2022) a irrigação do solo com água contendo surfactantes tende a aumentar a condutividade elétrica do solo.

No sistema S1, o valor médio registrado foi de 897  $\mu\text{S/cm}$  no período seco e 393  $\mu\text{S/cm}$  no período chuvoso, com uma média de 604,89  $\mu\text{S/cm}$ , representando um aumento significativo em relação à entrada, como mostrado no gráfico 20. Observa-se que nos primeiros ciclos os valores foram mais elevados, o que pode estar relacionado a uma maior liberação inicial de compostos iônicos, possivelmente estabilizando-se ao longo do tempo. A elevação da condutividade elétrica nos primeiros ciclos do sistema S1 pode ser atribuída à liberação inicial de íons provenientes dos materiais utilizados, como tijolos e brita.

Gráfico 20— Variação da concentração de CE ao longo da Série Temporal



Fonte: Autora (2025).

Estudos indicam que certos substratos em wetlands construídos podem liberar componentes solúveis que aumentam a condutividade da água tratada. Wang *et al.* (2021) complementa afirmando que a brita e a areia têm pouca influência na mudança da CE das águas residuais.



No sistema S2, a média da primeira fase foi de 817  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e da segunda 374  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , enquanto a geral 582,37  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , demonstrando um comportamento semelhante ao S1, porém com uma leve tendência à estabilização em valores inferiores nos ciclos finais da fase e resultados inferiores ao afluyente na período chuvoso.

A respeito desse aumento no período de seca, o experimento de Zanella (2008), realizado com sistemas de HFCW composto por brita e vegetação mista, apresenta que o sistema vegetado aumenta a condutividade, em detrimento do sistema não vegetado, indicando que há uma influência da planta também. Nesse sentido, o estudo de Yadav *et al.* (2023) de wetlands flutuantes com *Canna Indica*, um controle e TRH de três dias, colabora evidenciando que o sistema controle reduziu a CE, enquanto o sistema com a planta permaneceu com uma média próxima aos valores de abastecimento. Isso sugere que apesar de as plantas potencialmente influenciarem na condutividade elétrica, possivelmente o tijolo quebrado seja o fator de maior impacto nesse resultado.

Por fim, no S3, a condutividade média foi de 828  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na período seco e 382  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na período chuvoso, estabelecendo uma média de 558,43  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , de modo geral com valores menores que os três sistemas. Esse comportamento pode estar relacionado a processos como precipitação de sais e maior absorção pelas plantas presentes no sistema. A tendência decrescente nos últimos ciclos sugere que o sistema pode estar atingindo um estado de equilíbrio, com menor liberação de íons dissolvidos.

Em alguns ciclos, como o 11 e o 26, observou-se uma diminuição nos valores de condutividade elétrica (CE) nos sistemas 2 e 3, que contêm a espécie *Xanthosoma sagittifolium*, apresentando resultados inferiores em comparação aos demais. Kumar *et al.* (2019) identificaram que essa espécie possui a capacidade de contribuir para a redução da CE, embora de forma moderada e mais eficaz quando associada a um maior tempo de retenção hidráulica. Já Oliveira (2017) destaca que a condutividade elétrica está diretamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água, incluindo sólidos dissolvidos totais e salinidade, o que reforça a importância da remoção ou transformação desses compostos durante o tratamento.

Tendo em vista que os três sistemas apresentaram uma redução expressiva do pH no período chuvoso, foi aplicado o teste de Mann-Whitney para verificar se havia diferença estatística entre as duas fases. Os resultados indicaram  $p\text{-value} = 3,383 \times 10^{-6}$  para o S1,  $1,547 \times 10^{-7}$  para o S2 e  $3,868 \times 10^{-7}$  para o S3, evidenciando diferenças estatisticamente significativas entre as fases em todos os sistemas analisados. Esses resultados indicam que a

concentração variou de forma significativa entre as fases seca e chuvosa, o que permite inferir que a diluição promovida pela chuva contribuiu para a redução da acidez, refletindo-se na diminuição do pH observada no período chuvoso.

### **5.2.3 Observância aos padrões de qualidade da água**

Os resultados apresentados no Tabela 03 indicam que, de maneira geral, o sistema de tratamento de água via wetlands possui uma eficiência satisfatória, podendo tornar o corpo hídrico de classe 3 em classe 1, mas com alguns parâmetros apresentando valores compatíveis com a classe 2. O pH da água na entrada e saída está dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357, variando entre 6,90 e 7,05, o que demonstra um controle adequado da acidez e alcalinidade, sendo um aspecto positivo. Apesar de ter apresentado um potencial redutor de pH, ainda permaneceu na faixa ideal.

Em relação aos Sólidos Totais Dissolvidos (SDT), observa-se um aumento significativo dos valores na saída em comparação à entrada, embora ainda se mantenham dentro do limite permitido de 500 mg/L. Esse aumento pode estar associado à liberação de partículas finas e de minerais solúveis presentes no substrato arenoso, que são transportados pela água.

A análise do Tabela 03 evidencia que, apesar das elevadas eficiências de remoção do fósforo total pelos sistemas avaliados, as concentrações finais permanecem acima do limite estabelecido para águas de Classe 1 ( $\leq 0,1$  mg/L), conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005. Entretanto, a redução observada em relação aos valores de entrada é expressiva, destacando-se como inferior ao limite estabelecido pela Classe 2.

Para garantir o atendimento aos padrões legais, é recomendável a adoção de soluções complementares, como a implementação de sistemas compostos por wetlands em cascata ou wetlands híbridas que combinam fluxos vertical e horizontal. Além disso, a seleção de espécies vegetais com maior capacidade de remoção de fósforo, como a *Canna indica*, pode ser uma estratégia determinante no planejamento e otimização dos wetlands para tratamento a longo prazo.

Em termos de DQO, comparando-se os resultados aos padrões estabelecidos pela norma chinesa GB 3838-2002, que define para águas superficiais de Classe II o limite máximo de 20 mg/L de DQO, verifica-se que apenas o sistema S2 conseguiu alcançar o valor dentro da faixa aceitável, enquanto S1 e S3 apresentaram resultados ligeiramente acima do limite.

Um resultado altamente positivo é observado na remoção quase completa dos surfactantes (LAS), que passam de uma concentração de 0,74 mg/L, na entrada, para até 0,03 mg/L, na saída, demonstrando a eficiência do sistema em eliminar essas substâncias que poderiam causar toxicidade para organismos aquáticos e formação de espumas. Para esse parâmetro foi utilizada a Norma Nacional Chinesa para corpos hídricos, que prevê uma quantidade de inferior a 0,2 mg/L, dessa forma enquadrando-se dentro da normalidade.

Outrossim, houve uma expressiva redução da amônia nitrogenada, que passa de 6,87 mg/L na entrada, para valores entre 0,28 e 0,35 mg/L na saída, muito abaixo do limite permitido de 3,7 mg/L. Isso demonstra uma excelente eficiência no tratamento desse parâmetro, essencial para evitar toxicidade nos corpos d'água.

Tabela 03— Relação entre os parâmetros e o padrão de qualidade CONAMA.

| Parâmetros     | Média Entrada | Média Saída                         | Padrão de qualidade | Referência                              |
|----------------|---------------|-------------------------------------|---------------------|-----------------------------------------|
| pH             | 7,200         | S1:6,64<br>S2:6,6<br>S3:6,6         | 6,0 a 9,0.          | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |
| SDT (mg/L)     | 207,48        | S1:302,82<br>S2:291,30<br>S3:279,52 | 500 mg/L            | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |
| PT (mg/L)      | 6,64          | S1:0,49<br>S2:0,97<br>S3:1,01       | 0,1 mg/L            | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |
| DQO (mg/L)     | 164,92        | S1:27,89<br>S2:18,06<br>S3:24,60    | ≤ 20 mg/L           | NORMA CHINESA GB 3838-2002              |
| LAS (mg/L)     | 0,84          | S1:0,08<br>S2:0,03<br>S3:0,05       | ≤ 0,2 mg/L          | NORMA CHINESA GB 3838-2002              |
| AMÔNIA (mg/L)  | 6,87          | S1:0,28<br>S2:0,35<br>S3:0,29       | <1 mg/L             | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |
| NITRITO (mg/L) | 0,014         | S1:0,004<br>S2:0,004<br>S3:0,008    | 1,0 mg/L N          | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |
| NITRATO (mg/L) | 0,188         | S1:0,054<br>S2:0,054<br>S3:0,080    | 10,0 mg/L N         | (RESOLUÇÃO CONAMA N° 357 PARA CLASSE 1) |

Fonte: Autora (2025).

#### 5.2.4 Avaliação Do Desenvolvimento Da Planta

Ao longo dos 15 ciclos do períodos de seca local, os sistemas foram submetidos a taxas de insolação elevadas e altas temperaturas, contando com apenas 5 chuvas computáveis em termos de precipitação. Ainda, os ciclos de abastecimento e drenagem, típicos do fluxo tidal, podem ser muito estressantes para as plantas. Em contrapartida, no período chuvoso, a ocorrência de chuva em todos os 15 ciclos proporcionou períodos de encharcamento nos sistemas, que já estavam adaptados ao clima seco. Portanto, o desenvolvimento das plantas é fundamental para avaliar quão adaptada aquela espécie é às condições ambientais.

Figura 21— Floração S1.



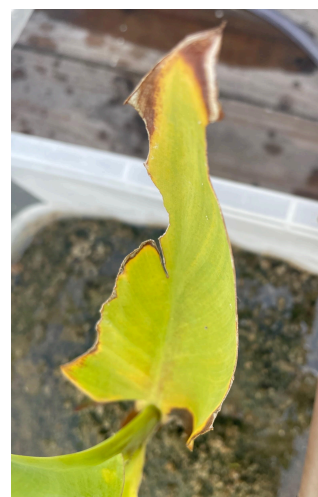
Fonte: Acervo autora (2024).

Figura 22— Clorose S1.



Fonte: Acervo autora (2024).

Figura 23— Pontas comidas e queimadas da Cana.



Fonte: Acervo autora (2024).

A *Canna indica*, ao longo dos ciclos avaliados, demonstrou uma resposta satisfatória às condições impostas, evidenciando uma elevada taxa de crescimento e reprodução vegetativa por brotações, além da ocorrência de floração frequente em ambos os sistemas S1 e S2 (Figura 21). Entretanto, o crescimento excessivo resultou na necessidade de poda corretiva em dois momentos, pois um dos exemplares acabou quebrando devido à altura elevada (Gráfico 09).

A quantidade de folhas permaneceu estável durante a fase inicial, sem sinais de abscisão foliar relacionadas ao ciclo natural ou estresse hídrico. Contudo, foi observado leve ressecamento nas pontas das folhas em todos os ciclos, além de clorose em algumas folhas a partir do ciclo 08 (Figura 22). Esses sintomas podem ser justificados por estresses abióticos,

como baixa disponibilidade hídrica, desequilíbrio nutricional ou excesso de radiação solar direta (Santos; Carlesso, 1998).

Em relação às pragas, a presença de grilos e formigas foi notada nos três primeiros ciclos, com danos diretos às folhas. Esses insetos ocasionaram desfolhamento parcial, resultando em folhas mais finas, porém sem ressecamento significativo (Figura 23). Posteriormente, foi realizada poda de manutenção, que contribuiu para a sanidade e o vigor das plantas remanescentes. Ainda, no período chuvoso foi possível observar a relação ecossistêmica da planta com aranhas, do tipo papa-mosca (*Salticidae*) e de jardim (*Argiope argentata*), as quais possibilitaram o melhor desenvolvimento da planta por se alimentarem de formigas e moscas.

Figura 24— Infestação de cochonilhas.



Fonte: Acervo autora (2024).

Figura 25— Clorose S3.



Fonte: Acervo autora (2024).

Figura 26— Folhas saudáveis.

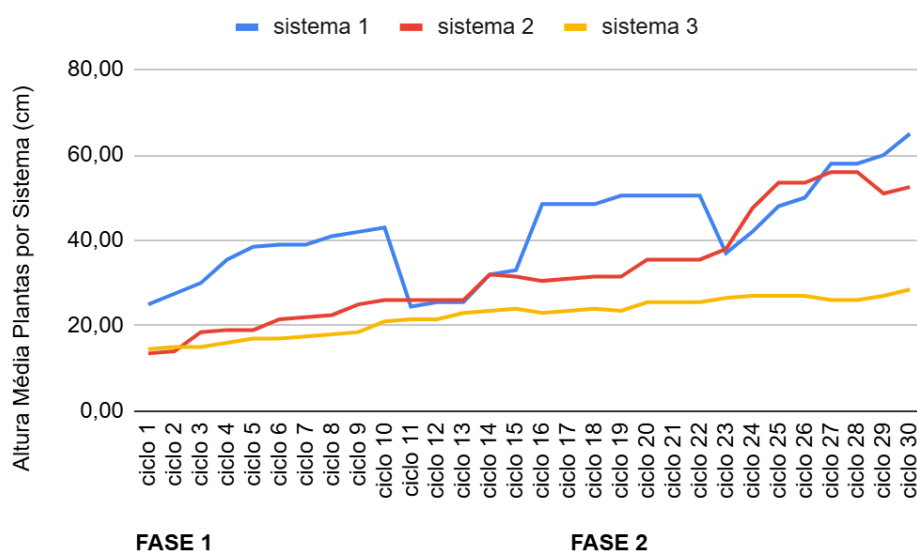


Fonte: Acervo autora (2024).

No decorrer dos ciclo de cultivo, a Taioba (*Xanthosoma sagittifolium*) apresentou um crescimento contínuo em termos de altura, com a constante emissão de novas folhas, diferentemente do crescimento pouco expressivo encontrado por Kannan *et al.*, (2019) e López-Chavez *et al.* (2021). Contudo, a planta demonstrou ser mais suscetível às intempéries naturais, evidenciando fragilidade diante de condições adversas. Embora houvesse uma produção constante de folhas novas, a espécie necessitou de podas corretivas frequentes, uma vez que as folhas murcharam e não alcançaram um número superior a cinco folhas. Portanto, para o experimento em questão, compreendeu-se que a quantidade ideal de folhas para a manutenção da salubridade foliar seria de quatro folhas.

A partir do segundo ciclo, observou-se a infestação de cochonilhas nas plantas de Taioba, mesmo com o uso de um repelente natural à base de óleo de neem. A praga persistiu até o oitavo ciclo, impactando significativamente a saúde das folhas, que apresentaram murchamento e morte acelerados, como evidenciado na Figura 24. Apesar disso, a planta continuou a emitir novas folhas de forma contínua durante esse período. Após esse intervalo, registou-se uma melhora significativa no crescimento das plantas de Taioba, tanto em termos de desenvolvimento vertical quanto na produção de folhas maiores e mais resistentes, conforme ilustrado na Figura 26.

Gráfico 21— Altura média das plantas ao longo dos ciclos.



Fonte: Autora (2025).

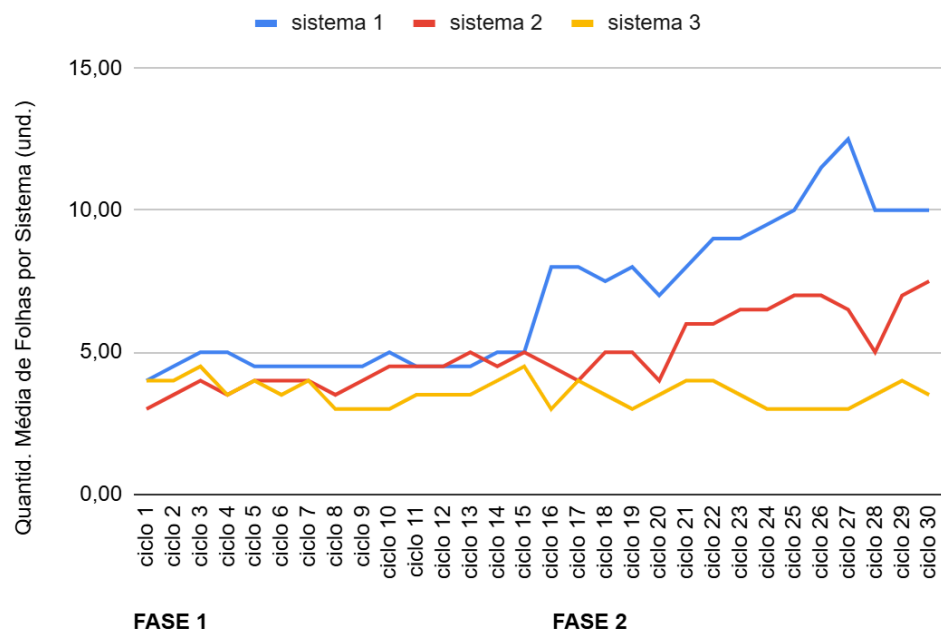
No que diz respeito ao desempenho por sistema, no Gráfico 21 é possível observar que, no sistema combinado, a Taioba demonstrou maior facilidade no crescimento, alcançando um desenvolvimento superior em comparação à Cana da Índia, que estava presente no mesmo sistema.

A explicação para a melhor performance da Taioba no sistema combinado pode estar relacionada a fatores como sinergia entre as espécies cultivadas (Raynaud *et al.*, 2021), que podem ter influenciado positivamente no desenvolvimento da Taioba, seja por meio de interações que otimizam o uso de recursos como luz, água e nutrientes, ou pela proteção mútua contra pragas e doenças.. A quantidade de folhas também apresentou um desenvolvimento maior no sistema combinado (S2), principalmente após o ciclo 8, indicando

que há uma interferência positiva da Cana na quantidade de folhas da Taioba, indicado no Gráfico 22.

No período chuvoso a espécie apresentou folhas mais verdes, contudo a quantidade de folhas e emissão de novas unidades foi inferior ao comportamento encontrado na primeira fase. Especialmente a do S2, indicando que nem sempre há uma relação positiva na competição por recursos entre as espécies.

Gráfico 22— Quantidade média foliar por ciclo.



Fonte: Autora (2025).

## 6 CONCLUSÃO

O Rio Maranguapinho é um elemento fundamental na paisagem urbana de Fortaleza, que tem sido fruto de muitas adversidades e visto como um obstáculo ao desenvolvimento. Foi realizada uma caracterização socioespacial, que revelou o impacto de décadas de abandono e ocupação irregular por populações vulneráveis, além de projetos antiquados e ineficientes para as questões ambientais da atualidade. Contudo, este trabalho identificou que Soluções Baseadas na Natureza podem ser centrais no planejamento urbano e abordagens contemporâneas que abraçam as potencialidades presentes nos recursos hídricos capazes de mitigar as problemáticas existentes.

Os resultados apresentados foram favoráveis, com os sistemas de wetlands apresentando ótimo desempenho na remoção de fósforo, DQO e amônia, em duas etapas climáticas, uma com condições de elevada temperatura e insolação intensa e outra com chuvas diárias e alta umidade. O sistema de wetlands utilizado, pelo fluxo e substrato, demonstrou uma possibilidade de aplicação em escala real no rio maranguapinho pela praticidade na gestão, baixo custo e fácil manutenção. As espécies utilizadas são indispensáveis em termos de estética paisagística, integração ecossistêmica e adaptação.

A análise estatística confirmou um destaque para a eficiência da *Canna indica* para fósforo, sendo assim, uma espécie mais indicada para o tratamento de águas poluídas com fósforo que a *Xanthosoma Sagittifolium* e a combinação das espécies. Embora a concentração de Nitrito fosse baixa, a estatística também indicou que a *Xanthosoma Sagittifolium* possui um tratamento superior ao realizado nos sistemas comparados. Considerando a relevância ambiental, a escolha por espécies como a *Canna Indica* é prioritária tendo em vista o maior potencial de tratamento de águas poluídas.

A Cana-da-Índia, do ponto de vista do planejamento ambiental, possui características paisagísticas ornamentais e um tratamento paralelamente eficiente, contudo, a rápida reprodução pode ser uma questão, portanto, sistemas controlados como os wetlands construídos são melhores para a gestão de parques urbanos a longo prazo.

Já a Taioba pode ser elementar atuando não somente no tratamento e enriquecimento ambiental, como na agricultura urbana, um potencial encontrado, tendo em vista que há uma atividade comunitária nesse aspecto. Além disso, é uma espécie que exige um pouco mais de atenção, portanto a manutenção realizada pela população local através do cultivo manipulado, vem a ser importante para a implementação a longo prazo e escalas maiores.



Ainda, a combinação de espécies pode ser uma estratégia efetiva com fins socioambientais, tendo em vista que não impactou negativamente o tratamento do afluente nem o desenvolvimento das espécies.

A respeito da recuperação ambiental em termos legais, os parâmetros de tratamento atenderam aos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357 e a Norma Chinesa de Qualidade da Água, à exceção do fósforo que ficou acima do limite para águas de Classe I. Sendo, assim, sugerido mais uma etapa de tratamento via wetlands construídas ou seleção de espécies capazes de consumir mais fósforo.

Os resultados obtidos na pesquisa demonstram que a aplicação de wetlands construídos, como Soluções Baseadas na Natureza, podem contribuir de forma efetiva para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O desempenho observado na remoção de fósforo, DQO e amônia, aliado à viabilidade técnica, econômica e paisagística do sistema, evidencia avanços concretos em relação ao ODS 6 (Água limpa e saneamento), ao promover o tratamento de águas poluídas e melhorar a qualidade dos recursos hídricos urbanos. Ao mesmo tempo, a integração dessas tecnologias ao planejamento territorial e à recuperação de áreas degradadas reforça o ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis), por favorecer soluções ecológicas e inclusivas em espaços urbanos vulneráveis. Por fim, a eficiência desses sistemas sob diferentes condições climáticas demonstra seu potencial de adaptação e mitigação frente às variações ambientais, alinhando-se ao ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima) e fortalecendo a construção de cidades mais resilientes e ambientalmente integradas.

Dessarte, os wetlands construídos estudados nesta pesquisa podem ser também aplicados em pontos diferentes do rio Maranguapinho em escala piloto, dentro de um planejamento estratégico nas áreas mais críticas, visando a priori a drenagem sustentável e valorização paisagística e contemplação dos ODS.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, L. Q. de; CARVALHO, P. F. de. **Riscos naturais e sítio urbano – inundações na bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, Região Metropolitana de Fortaleza**, Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, Presidente Prudente, v. 11, n. 2, p. 157–172, 2010. Disponível em: <https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/150>. Acesso em: 27 jun. 2025.
- ALMEIDA, L. Q. **Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho. Região metropolitana de Fortaleza, Ceará**. 2010. Tese (Doutorado em Geografia) — Universidade Estadual Paulista (UNESP), Presidente Prudente, 2010. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/104309>. Acesso em: 27 jun. 2025.
- AHN, Changwoo; SCHMIDT, Stephanie. Designing wetlands as an essential infrastructural element for urban development in the era of climate change. *Sustainability*, v. 11, n. 7, p. 1920, 2019.
- AMADEU, Isabella Eunice Cáspar; MELO, Elisa Dias de. O paisagismo em Wetlands Construídos. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, [S.L.], v. 12, n. 9, p. 349-362, 20 out. 2021. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.009.0027>.
- ARAÚJO, G. M. **Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/Ce**. 2016. 208 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental)-Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ARORA, Jayati; RANJAN, Anuj; CHAUHAN, Abhishek; BISWAS, Rima; RAJPUT, Vishnu D.; SUSHKOVA, Svetlana; MANDZHIEVA, Saglara; MINKINA, Tatiana; JINDAL, Tanu. Surfactant pollution, an emerging threat to ecosystem: approaches for effective bacterial degradation. *Journal Of Applied Microbiology*, [S.L.], v. 133, n. 3, p. 1229-1244, 1 set. 2022. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/jam.15631>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jambio/article/133/3/1229/6989219?login=true>. Acesso em: 15 jan. 2025.
- ÁVILA, Cristina; GARFÍ, Marianna; GARCÍA, Joan. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecological engineering*, v. 61, p. 43-49, 2013. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413003947>
- BÁRBARA, Warley França; RIBEIRO, José Cláudio Junqueira. **Planejamento urbano e as ocupações irregulares no contexto brasileiro: a demarcação das ZEIS como alternativa à irregularidade**. *Revista de Direito Urbanístico, Cidade e Alteridade*, v. 9, n. 1, 2023. DOI:10.26668/IndexLawJournals/2525-989X/2023.v9i1.9660.
- BARBOSA, Gabriel Livieri. **Remoção de nutrientes e matéria orgânica em wetlands tidal-flow e avaliação do potencial de reúso agrícola**. 2025. 27 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Engenharia Agrícola e Ambiental - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2025.
- BIDIRA, Firomsa; MULETA, Werkne Sorsa; HAILU, Fitsum Gidey; ASAITHAMBI, Perumal. Nutrient removal from domestic greywater using constructed wetlands made of

gravel, bricks, and the canna flowers plant. **Total Environment Engineering**, [S.L.], v. 1, p. 100002, dez. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.teengi.2024.100002>.

BRIX, Hans. **Treatment Wetlands: an overview**. Gdansk: Proceedings Conference On Constructed Wetlands For Wastewater Treatment, 1995. Disponível em:  
Brix-H. \_1995\_Treatment-Wetlands-an-overview\_In-oczyłowskaI.-MierzejewskiM.\_Technical UniversityofGdansk\_Poland.pdf . Acesso em: 26 nov. 2023.

CETESB (ed.). **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**. São Paulo: Cetesb, 2018. 220 p. Disponível em:  
<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/33/2018/07/Apostila-Fundamentos-do-Controle-de-Poluicao-das-Aguas.pdf>? Acesso em: 12 jan. 2024.

CETESB (São Paulo). **Relação entre Carbono Orgânico Total e Demanda Bioquímica de Oxigênio na Avaliação da Qualidade das Águas dos Corpos Hídricos do Estado de São Paulo**. 2024. Disponível em:  
[file:///C:/Users/Admin/Downloads/Revista-Ambiente-V7-n1-1993+\(4\).pdf](file:///C:/Users/Admin/Downloads/Revista-Ambiente-V7-n1-1993+(4).pdf). Acesso em: 02 abr. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO; BRANDÃO, Carlos Jesus. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: Cetesb, 2011; Brasília: ANA, 2011. 326 p., il. + 1 DVD + + 1 DVD. ISBN 978-85-89629-83-6. Disponível em:  
[https://biblioteca.ana.gov.br/sophia\\_web/acervo/detalhe/5803](https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/5803). Acesso em: 18 fev. 2025.

CUI, Jihan; YU, Chenqun; QIAO, Na; XU, Xingliang; TIAN, Yuqiang; OUYANG, Hua. Plant preference for NH<sub>4</sub><sup>+</sup> versus NO<sub>3</sub><sup>-</sup> at different growth stages in an alpine agroecosystem. **Field Crops Research**, [S.L.], v. 201, p. 192-199, fev. 2017. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2016.11.009>.

CUI, Lihua; OUYANG, Ying; LOU, Qian; YANG, Fengle; CHEN, Ying; ZHU, Wenling; LUO, Shiming. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 36, n. 8, p. 1083-1088, ago. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.026>.

EUROPEIA, Comissão. **Soluções Baseadas na Natureza**. 2017. Disponível em:  
<https://web.archive.org/web/20190923161801/http://ec.europa.eu/research/environment/index.cfm?pg=nbs>. Acesso em: 26 nov. 2023.

FAISAL, Ayad A.H.; TAHA, Duaa S.; HASSAN, Waqed H.; LAKHERA, Sandeep Kumar; ANSAR, Sabah; PRADHAN, Samjhana. Subsurface flow constructed wetlands for treating of simulated cadmium ions-wastewater with presence of *Canna indica* and *Typha domingensis*. **Chemosphere**, [S.L.], v. 338, p. 139469, out. 2023. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139469>.

FIELDS, Scott. Global Nitrogen: cycling out of control. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 112, n. 10, p. 556-563, jul. 2004. Environmental Health Perspectives.  
<http://dx.doi.org/10.1289/ehp.112-a556>. Disponível em:  
<https://ehp-niehs-nih-gov.ez138.periodicos.capes.gov.br/doi/10.1289/ehp.112-a556>. Acesso em: 20 jan. 2025.

FORTALEZA, Prefeitura de. **Fortaleza em Mapas**. 2023. Disponível em: <https://mapas.fortaleza.ce.gov.br/?view=91>. Acesso em: 17 jun. 2024.

FRANTZESKAKI, Niki. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 93, p. 101-111, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>.

GHEZALI, Katia; BENTAHAR, Nourredine; BARSAN, Narcis; NEDEFF, Valentin; MOŞNEGUŢU, Emilian. Potential of *Canna indica* in Vertical Flow Constructed Wetlands for Heavy Metals and Nitrogen Removal from Algiers Refinery Wastewater. **Sustainability**, [S.L.], v. 14, n. 8, p. 4394, 7 abr. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su14084394>.

JUVENAL, P. H. S. **Exposição físico-ambiental a inundações: um estudo de caso na bacia hidrográfica do Rio Maranguapinho, Fortaleza (CE), Brasil**. 2022. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/48374>. Acesso em: 27 jun. 2025.

HE, Xiaoxiang; CHI, Qiaodong; ZHAO, Chang; CHENG, Yi; HUANG, Xinqi; ZHAO, Jun; CAI, Zucong; ZHANG, Jinbo; MÜLLER, Christoph. Plants with an ammonium preference affect soil N transformations to optimize their N acquisition. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 155, p. 108158, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108158>.

HOU, Yunjie; REN, Baiming; LI, Xiaofeng; BUQUE, Arsenia Luana; ZHAO, Yaqian. Constructed wetlands for emerging pollutants removal: a decade of advances and future directions (2014-2024). **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 69, p. 106533, jan. 2025. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106533>.

HUANG, Lei. Combining the large-scale rotating biological contactors and hybrid constructed wetlands for improving river quality. **Emerging Developments In Constructed Wetlands**, [S.L.], p. 629-646, 2025. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-443-14078-5.00026-x>.

IPAS, Alberto. Parque del Agua: smart urban park para el Siglo XXI. 2018. IV Congreso Ciudades Inteligentes:. Disponível em: <https://www.esmartcity.es/comunicaciones/comunicacion-parque-agua-smart-urban-park-siglo-xxi>. Acesso em: 23 out. 2024.

JAYALAKSHMI, R.; SOUNDARANAYAKI, K.; KANNAN, M. Subhash. Removal of Methylene Blue dye from textile wastewater using vertical flow constructed wetland. **Materials Today: Proceedings**, [S.L.], v. 77, p. 365-370, 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matpr.2022.12.030>.

KANNAN, T Gokul; MAHESWARI, Dr. M; BALASUBRAMANIAM, P; DHEVAGI, P. Role of radial oxygen loss (ROL) and rhizosphere microflora of reed plants in treating wastepaper based paper and board mill effluent. **International Journal Of Chemical Studies**, Nadu, v. 7, n. 4, p. 1077-1083, jun. 2019.

KATAKI, Sampriti; CHATTERJEE, Soumya; VAIRALE, Mohan G.; DWIVEDI, Sanjai K.; GUPTA, Dharmendra K.. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: a review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte,

biolfilm and substrate). **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 283, p. 111986, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>.

KONGJIAN Yu. (2012). **Landscape as a Living System: Houtan Park**. In: William S.Saunders. *Designed Ecologies The Landscape Architecture of Kongjian Yu*. Switzerland: Birkhauser Basel, pp.164-183.

KUMAR, Joneboina Eswar; SUGANYA, K.; SEBASTIAN, S. Paul; KANNAN, T. Gokul. Changes in Physico-Chemical Characteristics of the Sewage Effluent under Constructed Wetland Technology Treatment. **Madras Agricultural Journal**, [S.L.], v. 106, n. 1-3, p. 58-62, 1 mar. 2019. Madras Agricultural Students Union. <http://dx.doi.org/10.29321/maj.2019.000222>.

LAMOND, Jessica; EVERETT, Glyn. Sustainable Blue-Green Infrastructure: a social practice approach to understanding community preferences and stewardship. **Landscape And Urban Planning**, [S.L.], v. 191, p. 103639, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103639>.

LI, J.; ZHENG, B.; CHEN, X.; LI, Z.; XIA, Q.; WANG, H.; YANG, H. The use of constructed wetland for mitigating nitrogen and phosphorus from agricultural runoff: A review. **Water**, v. 13, n. 4, p. 476, 2021

LÓPEZ-CHÁVEZ, Mariana Y.; ALVAREZ-LEGORRETA, T.; INFANTE-MATA, Dulce; DUNN, Michael F.; GUILLÉN-NAVARRO, Karina. Glyphosate-remediation potential of selected plant species in artificial wetlands. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 781, p. 146812, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146812>.

LOUREIRO, C. V. **A vulnerabilidade como indicador de qualidade ambiental em área do baixo curso dos rios Maranguapinho e Ceará/CE: subsídios para o zoneamento ambiental**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/7605>. Acesso em: 27 jun. 2025..

MAIA, Í. C. **A transfiguração das paisagens da bacia hidrográfica do Rio Maranguapinho no município de Maranguape – CE**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/7908>. Acesso em: 27 jun. 2025.

MARCELINO, Gabriela Ribeiro; CARVALHO, Karina Querne de; LIMA, Mateus Xavier de; PASSIG, Fernando Hermes; BELINI, Aldria Diana; BERNARDELLI, Jossy Karla Brasil; NAGALLI, André. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 728, p. 138771, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138771>.

MENESCAL, Rogério de Abreu *et al.* A PROBLEMÁTICA DAS ENCHENTES NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA. In: XIV SBRH - SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 02., 2001, Sergipe. **Anais [...]**. [S.L.]: Abrhidro, 2001. p. 1-20. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=12604>. Acesso em: 31 out. 2024.

MENEZES, K. W. S. de. Meio ambiente e espaço urbano: o projeto de revitalização do rio Maranguapinho, e seus impactos no Bairro Henrique Jorge, em Fortaleza-CE. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, n. 2, p. 745–752, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregna/article/view/10523>. Acesso em: 27 jun. 2025.

MILES, Lera; AGRA, Raquel; SENGUPTA, Sandeep; VIDAL, Adriana; DICKSON, Barney. **Nature-based solutions for climate change mitigation**. Nairobi And Gland: United Nations Environment Programme, 2021.

MINAKSHI, Deepa; SHARMA, Pradeep Kumar; RANI, Anju. Effect of filter media and hydraulic retention time on the performance of vertical constructed wetland system treating dairy farm wastewater. **Environmental Engineering Research**, [S.L.], v. 27, n. 1, p. 200436, 13 jan. 2021. Korean Society of Environmental Engineering. <http://dx.doi.org/10.4491/eer.2020.436>.

NSANZABAGANWA, Justin; CHEN, XI; LIU, Tie; MUPENZI, Christophe; HAKORIMANA, Egide; MIND'JE, Richard; MUJAWAYEZU, Marie Louise; GASIRABO, Aboubakar; UMUGWANEZA, Adeline; MALAYIKA, Flora. Impact analysis of constructed wetland for wastewater management in Rwanda. **Frontiers In Environmental Science**, [S.L.], v. 13, p. 1-10, 28 abr. 2025. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2025.1559624>.

OPERACZ, Agnieszka; JÓŰWIAKOWSKI, Krzysztof; RODZIEWICZ, Joanna; JANCZUKOWICZ, Wojciech; BUGAJSKI, Piotr. Impact of Climate Conditions on Pollutant Concentrations in the Effluent from a One-Stage Constructed Wetland: a case study. **Sustainability**, [S.L.], v. 15, n. 17, p. 13173, 1 set. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su151713173>.

PAULO, Paula Loureiro; GALBIATI, Adriana Farina; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa; BERNARDES, Fernando Silva; CARVALHO, Glauber Altrão; BONCZ, Marc Árpád. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 147, p. 61-66, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.025>.

PAPER, Joint-Industry White. **Case for Green Infrastructure**. S.I: Global Change Information System, 2013. Disponível em: <https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/the-case-for-green-infrastructur e.pdf>. Acesso em: 8 out. 2024.

PETERSEN, Brunna Castilhos et al., USE OF PHYTOREMEDIATION AS A TREATMENT FOR THE RECOVERY OF DEGRADED AREAS. **Foco**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 1-15, fev. 2023.

PINTO, Luis Valenca; INÁCIO, Miguel; PE REIRA, Paulo. Green and blue infrastructure (GBI) and urban nature-based solutions (NbS) contribution to human and ecological well-being and health. **Oxford Open Infrastructure And Health**, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 1-14, 2023. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/ooih/ouad004>.

PROCÓPIO, Sarah Kelly Bertoldo de Freitas. **Uso de solução baseada na natureza para remoção de carbono e nitrogênio em águas poluídas: comparação entre wetland tidal flow e wetland aerado artificialmente**. 2024. 100 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão

Ambiental) - IFCE/ Campus Fortaleza, Fortaleza-CE, 2024. Disponível em: [biblioteca.ifce.edu.br/index.asp?codigo\\_sophia=135146](http://biblioteca.ifce.edu.br/index.asp?codigo_sophia=135146). Acesso em: 10 Sep. 2025.

PROFESSIONAL AWARDS ASLA. **Shanghai Houtan Park: Landscape as a Living System**, 2010. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Kongjian\\_Yu/publication/277567596\\_Shanghai\\_2010\\_Expo\\_Houtan\\_Park\\_Landscape\\_as\\_a\\_Living\\_System/links/56c019ae08ae44da37fa8368/Shanghai-2010-Expo-Houtan-Park-Landscape-as-a-Living-System.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Kongjian_Yu/publication/277567596_Shanghai_2010_Expo_Houtan_Park_Landscape_as_a_Living_System/links/56c019ae08ae44da37fa8368/Shanghai-2010-Expo-Houtan-Park-Landscape-as-a-Living-System.pdf)

PROMINSKI, Martin et al., River. Space. Design: Planning Strategies, Methods and Projects for Urban Rivers Third and Enlarged Edition. **De Gruyter**, 2023.

QUEVEDO, Claudia Maria Gomes; PAGANINI, Wanderley Silva. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.L.], v. 23, n. 11, p. 3891-3902, nov. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320182311.27062016>.

RAHMADYANTI, Erina; AUDINA, Oktavia. The Performance of Hybrid Constructed Wetland System for Treating Batik Wastewater. **Journal Of Ecological Engineering**, [S.L.], v. 21, n. 3, p. 94-103, 1 abr. 2020. Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski (WNGB). <http://dx.doi.org/10.12911/22998993/118292>.

RAVICHANDRAN, M. K.; YOGANATHAN, S.; PHILIP, L. Removal and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in a decentralized greywater treatment system serving an Indian rural community. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, p. 106832, 2021.

RAYNAUD, Tiffany; PIVATO, Barbara; SIOL, Mathieu; SPOR, Aymé; BLOUIN, Manuel. Soil microbes drive the effect of plant species and genotypic diversity interaction on productivity. **Plant And Soil**, [S.L.], v. 467, n. 1-2, p. 165-180, 31 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-021-05071-z>.

RIZZO, Gianfranco; CIRRINCIONE, Laura; LAGENNUSA, Maria; PERI, Giorgia; SCACCIANOCE, Gianluca. Green Roofs' End of Life: a literature review. **Energies**, [S.L.], v. 16, n. 2, p. 596, 4 jan. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en16020596>.

ROCHA, Elis Gean; FEITOSA, Patrícia Hermínio Cunha; COURA, Mônica de Amorim; BARBOSA, Dayse Luna. Temporal and spatial trends of a floating islands system's efficiency. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 277, p. 111367, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111367>.

ROSIN, Jeane Aparecida Rombi de Godoy; TEIXEIRA, Marcio Antonio. OS ASSENTAMENTOS PRECÁRIOS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE: uma reflexão a partir dos conflitos urbanos e ambientais. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 213-226, 10 nov. 2013. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista. <http://dx.doi.org/10.17271/19800827942013625>.

ROTTLE, Nancy, Delia LACSON, Peter CROMWELL, Ying-Ju YEH, and Chen HAI. "Shanghai Houtan Park." *Landscape Performance Series*. **Landscape Architecture Foundation**, 2011. <https://doi.org/10.31353/cs0170>

SAGRELIUS, Pär Öhrn; BLECKEN, Godecke; HEDSTRÖM, Annelie; ASHLEY, Richard; VIKLANDER, Maria. Sustainability performance of bioretention systems with various

designs. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 340, p. 117949, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117949>.

SALES, L. B. F. **Análise sócio-ambiental do segmento do baixo curso do rio Maranguapinho na cidade de Fortaleza-CE: relações sociedade x natureza**. 2004. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/16778>. Acesso em: 27 jun. 2025.

SANTOS, Juliana Moreira dos; PAULA, Davis Pereira de. “**Análise espacial das ocorrências de alagamentos urbanos na microbacia do Riacho Pajeú em Fortaleza – CE**”. *Brazilian Geographical Journal*, v. 12, n. 1, 2021. DOI:10.14393/BGJ-v12n1-a2021-59497.

SANTOS, L. P. dos; ARAÚJO, H. E. C. Análise dos aspectos sociais e ambientais à margem do rio Maranguapinho entre os bairros Bonsucesso e Granja Portugal (Fortaleza, Ceará). **Geosaberes**, v. 10, n. 21, p. 1–21, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/54288>. Acesso em: 27 jun. 2025.

SANTOS, Reginaldo Ferreira; CARLESSO, Reimar. DÉFICIT HÍDRICO E OS PROCESSOS MORFOLÓGICO E FISIOLÓGICO DAS PLANTAS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 2, n. 3, p. 287-294, dez. 1998. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v2n3p287-294>.

SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, Catiane (org.). **WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO ECOTECNOLOGIA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS: EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS**. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experiências-Brasileiras-1.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2023.

SILVA, Giovanna de Castro. **Geoprocessamento aplicado à análise de vulnerabilidade socioambiental do baixo curso do rio Maranguapinho – Fortaleza-CE**. 2019. 86 f. Monografia (Bacharelado em Geografia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

SILVESTRINI, N.e. Camaño; MAINE, M.A.; HADAD, H.R.; NOCETTI, E.; CAMPAGNOLI, M.A.. Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 648, p. 542-549, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.132>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.132>. Acesso em: 21 jan. 2025.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A SANEAMENTO – SNIS. (SNIS, 2022). “Painel de Indicadores-Esgoto”. Disponível em: [https://appsnis.mdr.gov.br/indicadores-hmg/web/agua\\_esgoto/mapa-esgoto](https://appsnis.mdr.gov.br/indicadores-hmg/web/agua_esgoto/mapa-esgoto).

SOCIAIS, Departamento de Assuntos Econômicos e. **Ampliando soluções tecnológicas baseadas na natureza para o rejuvenescimento de rios**. 2023. Disponível em: <https://sdgs.un.org/partnerships/scaling-technology-driven-nature-based-solutions-river-rejuvenation#:~:text=The%20technology%20driven%20nature%2Dbased%20solutions%20such%20as%20grey%20and%20environmental%20flow%20of%20the%20rivers>. Acesso em: 26 nov. 2023.



SONG, Song; ALBERT, Christian; PROMINSKI, Martin. Exploring integrated design guidelines for urban wetland parks in China. **Urban Forestry & Urban Greening**, [S.L.], v. 53, p. 126712, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126712>.

SOUNDARANAYAKI, K.. Treatment of Grey Water Using Horizontal Flow Constructed Wetland. **Journal Of Energy And Environmental Sustainability**, [S.L.], v. 4, p. 6-9, 31 jul. 2017. International Society for Energy and Environmental Sustainability. <http://dx.doi.org/10.47469/jees.2017.v04.100039>.

Sperling MV. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte(MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental;1996.

Sperling, MV.; Sezerino, P.H. (2018). **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>.

SPERLING, Marcos; STEIN, Otto; PUIGAGUT, Jaume; DOTRO, Gabriela; LANGERGRABER, Günter; MOLLE, Pascal; NIVALA, Jaime (org.). **TREATMENT WETLANDS**. 7. ed. Londres: Iwa Publishing, 2017.

SUGANYA, K.; KUMAR, Joneboina Easwar; JAYASHREE, R.; SEBASTIAN, S. Paul. Influence of Aquatic Plants and Flow Rate on Physico-chemical Characteristics of Sewage Effluent Treated through Constructed Wetland Technology. **International Journal Of Environment And Climate Change**, [S.L.], p. 882-891, 8 jun. 2022. Sciencedomain International. <http://dx.doi.org/10.9734/ijecc/2022/v12i1030876>.

THOMAS, Rhian; GOUGH, Rachel; FREEMAN, Christopher. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal in constructed wetlands: The role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. **Ecological engineering**, v. 106, p. 415-422, 2017.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1992.

VAIRAVAMOORTHY, Kalanithy; MASI, Fabio (org.). **Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment**. Londres: Iwa Publishing, 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/cep/resources/report/nature-based-solutions-wastewater-management> . Acesso em: 26 nov. 2023.

VYMAZAL, Jan. An updated overview of plant species used in constructed wetlands. **Emerging Developments In Constructed Wetlands**, [S.L.], p. 3-60, 2025. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-443-14078-5.00001-5>.

VERMA, Kajal; KUMAR, Kaushalendra; KASHYAP, Vaibhav; SHARMA, Pooja; SINGH, Surendra Pratap. Plant-based waste treatment methods for environmental sustainability. **Waste-To-Energy**, [S.L.], p. 293-327, 2025. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-443-22356-3.00013-0>.

XAVIER, Juliana de Oliveira *et al.*, **Macrófitas Aquáticas**: caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos. Belo Horizonte: Cemig, 2021. 96 p. Disponível em: <https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2021/03/livro-macrofitas-cemig-2021.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2024.

YADAV, Shweta; KUMAR, Jhalesh; MALYAN, Sandeep Kumar; SINGH, Rajesh; SINGH, Omkar; GOYAL, Vikas Chandra; SINGH, Jyoti; NEGI, Ritika. Evaluating Pilot-Scale Floating Wetland for Municipal Wastewater Treatment Using *Canna indica* and *Phragmites australis* as Plant Species. **Sustainability**, [S.L.], v. 15, n. 18, p. 13601, 12 set. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su151813601>.

ZANELLA, Luciano. **PLANTAS ORNAMENTAIS NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: WETLANDS-CONSTRUÍDOS UTILIZANDO BRITA E BAMBU COMO SUPORTE**. 2008. 219 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008. Disponível em: [https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=464886&utm\\_source=chatgpt.com](https://repositorio.unicamp.br/Busca/Download?codigoArquivo=464886&utm_source=chatgpt.com). Acesso em: 1 abr. 2025.

ZHANG, Jingying; SHAO, Zhiyong; LI, Bin; BAI, Ge; YANG, Lei; CHI, Yanbin; WANG, Min; REN, Yongxiang. Root vertical spatial stress: a method for enhancing rhizosphere effect of plants in subsurface flow constructed wetland. **Environmental Research**, [S.L.], v. 231, p. 116083, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2023.116083>.

ZHANG, Guozhen; MA, Kai; ZHANG, Zixian; SHANG, Xingbao; WU, Fuping. Waste Brick as Constructed Wetland Fillers to Treat the Tail Water of Sewage Treatment Plant. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 104, n. 2, p. 273-281, 14 jan. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-020-02782-4>.

ZHANG, Qiao; LEE, Jooho; JIANG, Bin; KIM, Gunwoo. Revitalization of the Waterfront Park Based on Industrial Heritage Using Post-Occupancy Evaluation—A Case Study of Shanghai (China). **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 19, n. 15, p. 9107, 26 jul. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph19159107>.

ZHAO, Yaqian; YANG, Yan; SHEN, Cheng; WEI, Ting; JI, Bin; REN, Baiming; YADAV, Asheesh Kumar. A global scenario of new substrates utilized in constructed wetlands. **Emerging Developments In Constructed Wetlands**, [S.L.], p. 61-91, 2025. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-443-14078-5.00002-7>.

ZHOU, Weiqi; ZHU, Jiali. Revisão sobre soluções baseadas na natureza e aplicações na mitigação de alagamentos urbanos. *Acta Ecologica Sinica*, v. 42, n. 13, p. 5137–5151, 2022. Disponível em: <http://www.ecologica.cn/stxb/article/doi/10.5846/stxb202106021454>. Acesso em: 27 jun. 2025.

ZHOU, Zhenhong; WANG, Shiqi; ZHAO, Ming; ZHI, Fei. Research on Art Design of Urban Wetland Park Planning Based on the Concept of Sustainable Development. **Ecological Chemistry And Engineering s**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 175-181, 1 jun. 2023. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.2478/eces-2023-0017>.